

Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter

**Im Auftrag der
neun österreichischen Bundesländer
des
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft
und der Umweltbundesamt GmbH**

**Band 2:
Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie**

Herausgeber: Thomas Ellmauer

Bearbeiter: Michaela Bodner, Helmut Höttinger, Thomas Huber, Peter Huemer, Manfred Jäch, Jens Laass, Thomas Ofenböck, Wolfgang Paill, Josef Pennerstorfer, Jürgen Petutschnig, Rainer Raab, Clemens Ratschan, Georg Rauer, Guido Reiter, Heimo Schedl, Corinna Schmiderer, Luise Schratt-Ehrendorfer, Johanna Sieber, Johanna Troyer-Mildner, Petr Zabransky, Gerald Zauner, Harald Zechmeister, Klaus Peter Zulka

Wien, am 31. März 2005

Zitiervorschlag:

Ellmauer, T. (Hrsg.) 2005: Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 902 pp.

Reiter, G. 2005: Fledermäuse. In: Ellmauer, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, pp 28-129.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	8
2	METHODIK	12
3	LITERATUR	26
	FLEDERMÄUSE	28
4	1303 RHINOLOPHUS HIPPOSIDEROS (BECHSTEIN, 1800)	29
5	1304 RHINOLOPHUS FERRUMEQUINUM (SCHREBER, 1774)	45
6	1307 MYOTIS BLYTHII (TOMES, 1857)	59
7	1308 BARBASTELLA BARBASTELLUS (SCHREBER, 1774)	71
8	1310 MINIOPTERUS SCHREIBERSII (KUHL, 1819)	84
9	1321 MYOTIS EMARGINATUS (E. GEOFFROY, 1806)	90
10	1323 MYOTIS BECHSTEINII (KUHL, 1818)	103
11	1324 MYOTIS MYOTIS (BORKHAUSEN, 1797)	115
	NAGETIERE	130
12	1337 CASTOR FIBER (LINNAEUS, 1758)	131
	RAUBTIERE	139
13	1354 URSUS ARCTOS (LINNAEUS, 1758)	140
14	1355 LUTRA LUTRA (LINNAEUS, 1758)	155
15	1361 LYNX LYNX (LINNAEUS, 1758)	166
	AMPHIBIEN UND REPTILIEN	180
16	1166 TRITURUS CRISTATUS (LAURENTI, 1768)	181

17	1167 TRITURUS CARNIFEX (LAURENTI, 1768)	211
18	1993 TRITURUS DOBROGICUS (KIRITZESCU, 1903)	238
19	1188 BOMBINA BOMBINA (LINNAEUS, 1761)	263
20	1193 BOMBINA VARIEGATA (LINNAEUS, 1758)	283
21	1220 EMYS ORBICULARIS (LINNAEUS, 1758).....	304
	NEUNAUGEN UND FISCHE	325
22	1096 LAMPETRA PLANERI (BLOCH, 1784).....	326
23	1098 EUDONTOMYZON MARIAE (BERG, 1931)	333
24	1105 HUCHO HUCHO (LINNAEUS, 1758)	340
25	1114 RUTILUS PIGUS VIRGO (HECKEL, 1952)	347
26	1122 GOBIO URANOSCOPIUS (AGASSIZ, 1828).....	351
27	1124 GOBIO ALBIPINNATUS (LUKASCH, 1933)	356
28	1130 ASPIUS ASPIUS (LINNAEUS, 1758).....	361
29	1131 LEUCISCUS SOUFFIA AGASSIZI (VALENCIENNES, 1844).....	366
30	1134 RHODEUS SERICEUS AMARUS (BLOCH, 1782)	372
31	1138 BARBUS PELOPONNESIUS (VALENCIENNES, 1942).....	377
32	1139 RUTILUS FRISII MEIDINGERI (HECKEL, 1952).....	382
33	1141 CHALCALBURNUS CHALCOIDES MENTO (AGASSIZ, 1832).....	387
34	1145 MISGURNUS FOSSILIS (LINNAEUS, 1758).....	392
35	1146 SABANEJEWIA AURATA (FILIPPI)	397
36	1149 COBITIS TAENIA (LINNAEUS, 1758)	402

37	1157 GYMNOCEPHALUS SCHRAETZER (LINNAEUS, 1758).....	408
38	1159 ZINGEL ZINGEL (LINNAEUS, 1766).....	414
39	1160 ZINGEL STREBER (SIEBOLD, 1863).....	419
40	1163 COTTUS GOBIO (LINNAEUS, 1758)	424
	KREBSE	430
41	1092 AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES (LEREBoullet 1858).....	431
	KÄFER.....	443
42	1079 LIMONISCUS VIOLACEUS (P. W. J. MÜLLER, 1821).....	444
43	1082 GRAPHODERUS BILINEATUS (DE GEER, 1774).....	452
44	1083 LUCANUS CERVUS (LINNAEUS, 1758)	462
45	1084* OSMODERMA EREMITA (SCOPOLI, 1763).....	477
46	1085 BUPRESTIS SPLENDENS (FABRICIUS, 1775).....	489
47	1086 CUCUJUS CINNABERINUS (SCOPOLI, 1763).....	496
48	1087* ROSALIA ALPINA (LINNAEUS, 1758).....	505
49	1088 CERAMBYX CERDO (LINNAEUS, 1758).....	516
50	1089 MORIMUS FUNEREUS (MULSANT, 1863).....	528
51	1914* CARABUS MENETRIESI PACHOLEI (SOKOLÁR, 1911)	534
52	1926 STEPHANOPACHYS LINEARIS (KUGELANN, 1792)	548
53	1927 STEPHANOPACHYS SUBSTRIATUS (PAYKULL, 1800).....	553
	SCHMETTERLINGE	559
54	1052 EUPHYDRYAS MATURNA (LINNAEUS, 1758).....	560

55	1059 MACULINEA TELEIUS (BERGSTRÄSSER, 1779)	570
56	1060 LYCAENA DISPAR (HAWORTH, 1803)	584
57	1061 MACULINEA NAUSITHOUS (BERGSTRÄSSER, 1779).....	592
58	1065 EUPHYDRYAS AURINIA (ROTTEMBURG, 1775)	606
59	1071 COENONYMPHA OEDIPPUS (FABRICIUS, 1787)	620
60	1074 ERIOGASTER CATAX (LINNAEUS, 1758).....	630
61	1078 EUPLAGIA QUADRIPUNCTARIA (PODA, 1761)	638
	LIBELLEN	645
62	1037 OPHIOGOMPHUS CECILIA (FOURCROY, 1785)	646
63	1042 LEUCORRHINIA PECTORALIS (CHARPENTIER, 1825).....	653
64	1044 COENAGRION MERCURIALE (CHARPENTIER, 1840)	662
65	1045 COENAGRION HYLAS (TRYBOM, 1889).....	668
	SCHNECKEN	675
66	1013 VERTIGO GEYERI (LINDHOLM, 1925).....	676
67	1014 VERTIGO ANGUSTIOR (JEFFREYS, 1830)	684
68	1016 VERTIGO MOULINSIANA (DUPUY, 1849).....	691
69	1915 * HELICOPSIS STRIATA AUSTRIACA (GITTENBERGER, 1969).....	700
	MUSCHELN	706
70	1029 MARGARITIFERA MARGARITIFERA (LINNAEUS, 1758)	707
71	1032 UNIO CRASSUS (PHILLIPSON, 1788)	729
	GEFÄSSPFLANZEN	743

72	1419 BOTRYCHIUM SIMPLEX (E. HITCHCOCK).....	744
73	1437 THESIUM EBRACTEATUM (HAYNE).....	754
74	1545 TRIFOLIUM SAXATILE (ALL.).....	760
75	1604 ERYNGIUM ALPINUM (LINNAEUS)	766
76	1614 APIUM REPENS [(JACQ.) LAG.].....	772
77	1670 MYOSOTIS REHSTEINERI (WARTM.).....	781
78	1689 DRACOCEPHALUM AUSTRIACUM (LINNAEUS).....	789
79	1758 LIGULARIA SIBIRICA [(L.) CASS.].....	794
80	1902 CYPRIPIEDIUM CALCEOLUS (LINNAEUS)	800
81	1903 LIPARIS LOESELII [(L.) RICH.].....	807
82	1916 * ARTEMISIA LACINIATA (WILLD.).....	815
83	1917 * ARTEMISIA PANCICII (RONNIGER).....	823
84	1918 * STIPA STYRIACA (MARTINOVSKÝ).....	830
	MOOSE	836
85	1379 MANNIA TRIANDRA [(SCOP.) GROLLE]	837
86	1380 DISTICHOPHYLLUM CARINATUM (DIX. & NICH.).....	844
87	1381 DICRANUM VIRIDE [(SULL. & LESQ.) LINDB.].....	849
88	1384 RICCIA BREIDLERI (JUR.)	857
89	1386 BUXBAUMIA VIRIDIS [(MOUG. EX LAM. & DC.) BRID. EX MOUG. & NESTL].....	863
90	1387 ORTHOTRICHUM ROGERI (BRID.).....	872

91	1389 MEESIA LONGISETA (HEDW.).....	879
92	1393 DREPANOCLADUS VERNICOSUS [(MITT.) WARNST.]	886
93	1396 NOTOTHYLAS ORBICULARIS [(SCHWEIN.) SULL.].....	894
94	1399 TAYLORIA RUDOLPHIANA [(GAROV.) B. & S.].....	901

1 EINLEITUNG

1.1 Ausgangslage

Die Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie) hat zum Ziel, zur Sicherung der Artenvielfalt im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten beizutragen (Art. 2 FFH-RL). Zu diesem Zweck ist ein kohärentes europäisches Netz besonderer Schutzgebiete mit der Bezeichnung „Natura 2000“ einzurichten, welches den Fortbestand oder gegebenenfalls die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensraumtypen und Habitate der Arten (im folgenden gemeinsam mit den Arten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie als „Schutzobjekte“ bezeichnet) in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet gewährleisten soll (Art. 3 FFH-RL).

In der Umsetzung der Verpflichtungen, welche sich aus der FFH-Richtlinie und der über Art. 7 FFH-RL in das Natura 2000-Netz integrierten Vogelschutz-Richtlinie ergeben, spielt der Begriff „günstiger Erhaltungszustand“ insbesondere für folgende Bereiche eine zentrale Rolle:

- ❖ Vorschlag und Ausweisung von geeigneten Gebieten gemeinschaftlichen Interesses: Die Gebiete müssen den Fortbestand oder die Wahrung eines günstigen Erhaltungszustandes der Schutzobjekte gewährleisten
- ❖ Festlegung von Erhaltungszielen für die Gebiete: Jeder signifikante Beitrag, den ein Gebiet zur Erhaltung des günstigen Erhaltungszustandes der Schutzobjekte leisten kann, ist als Erhaltungsziel zu sehen
- ❖ Festlegung von Erhaltungsmaßnahmen für die Schutzobjekte: Erhaltungsmaßnahmen müssen den ökologischen Erfordernissen der Schutzobjekte entsprechen. Sie müssen daher an jenen Faktoren der Schutzobjekte ansetzen, welche suboptimal ausgebildet sind
- ❖ Beurteilung von Verschlechterungen und Störungen: Die Bewertung der Störung und Verschlechterung erfolgt auf der Grundlage des Erhaltungszustandes der Schutzobjekte. Eine Störung oder Verschlechterung liegt dann vor, wenn ein Indikator des Erhaltungszustandes nachteilig beeinflusst wird
- ❖ Beurteilung von Plänen und Projekten auf Verträglichkeit: Die Beurteilung der Erheblichkeit eines Eingriffes in ein Natura 2000-Gebiet hängt maßgeblich von der Beeinträchtigung des Erhaltungszustandes von Schutzobjekten ab
- ❖ Monitoring der Gebiete: Durch das Monitoring werden die Indikatoren des Erhaltungszustandes beobachtet, um bei Überschreitung eines Schwellenwertes Maßnahmen setzen zu können
- ❖ Erstellung von Berichten über die Durchführung von Maßnahmen: Die Wahrung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes hat sich auf die Schutzobjekte der Naturschutz-Richtlinien zu beziehen. In Auslegung des Textes der beiden Naturschutz-Richtlinien muss der günstige Erhaltungszustand für folgende Schutzobjekte gewährleistet sein (bezogen auf die Richtlinien-Versionen vor dem Beitritt der 10 osteuropäischen Staaten):
 - ❖ Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie: Von den 182 genannten Arten und Unterarten treten 86 regelmäßig in Österreich auf und sind daher im Rahmen der Studie zu behandeln.
 - ❖ Regelmäßig in Österreich auftretende Zugvogelarten, insbesondere hinsichtlich international bedeutender Feuchtgebiete. Die Zahl der betroffenen Arten liegt bei 30-40.
 - ❖ Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie: Das auf dem „Interpretationshandbuch der Lebensräume der Europäischen Union Version EUR 15“ (ROMAO 1996)

aufbauende Handbuch der FFH-Lebensraumtypen Österreichs (ELLMAUER & TRAXLER 2000) führt 65 von den 198 in Anhang I aufgelisteten Lebensraumtypen an.

- ❖ Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie: In Österreich kommen 62 der 222 in Anhang II aufgelisteten Tierarten und 27 der insgesamt 483 gelisteten Pflanzenarten vor.

Über die Auslegung von Artikel 1 lit. e dritter Anstrich, wonach der Erhaltungszustand der für die Lebensraumtypen charakteristischen Arten ebenfalls günstig sein muss, wird auf EU-Ebene noch lebhaft diskutiert. Es herrscht Konsens darüber, dass für diese Arten nicht die gleichen Maßstäbe hinsichtlich der Bewertung und des Monitorings ihres Erhaltungszustandes angelegt werden können, wie für die Arten des Anhangs II.

1.2 Auftragssituation

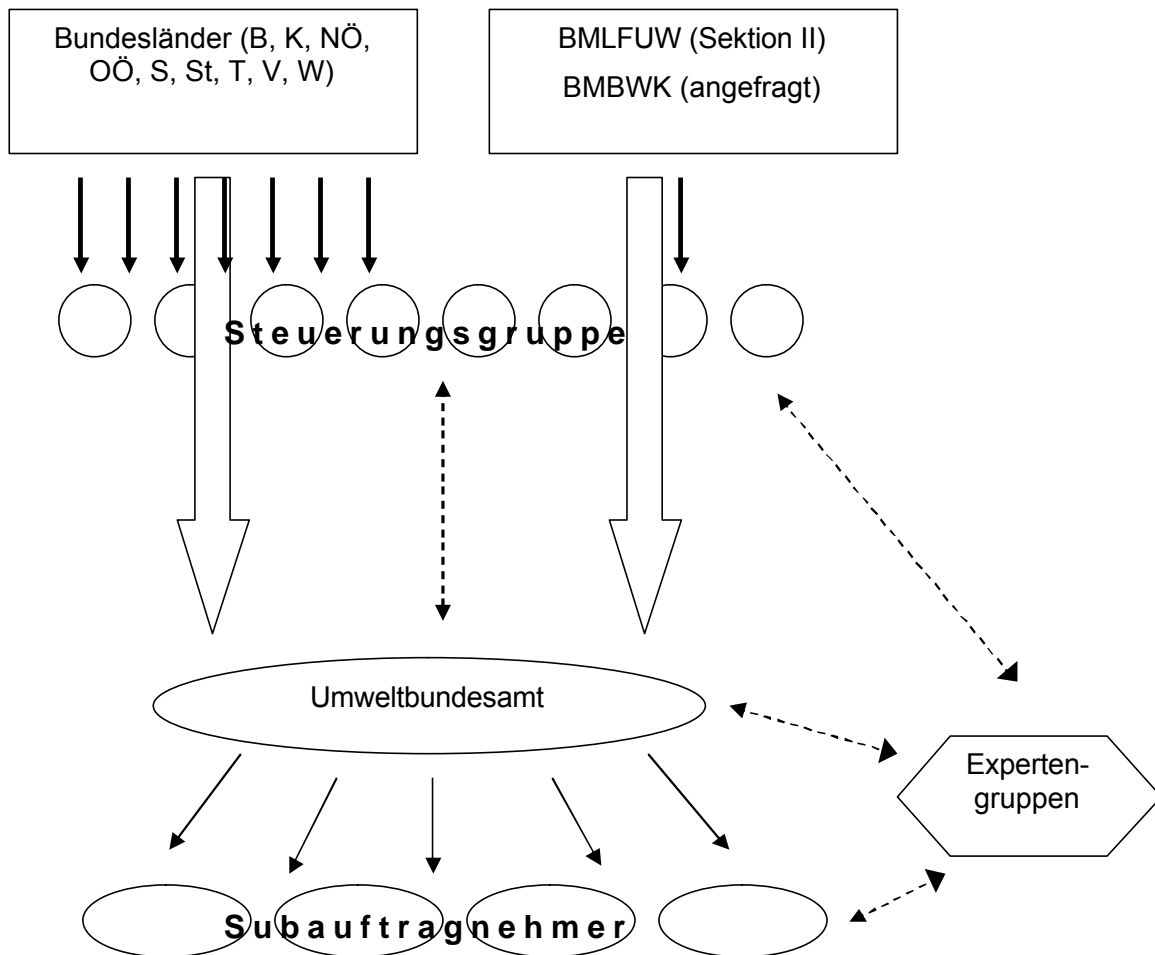
Die Umsetzung der aus den beiden EU-Naturschutzrichtlinien erwachsenden Verpflichtungen auch im Zusammenhang mit den oben angeführten Fragestellungen betreffend des günstigen Erhaltungszustandes fällt in den Kompetenzbereich der österreichischen Bundesländer. Für die Umsetzung der EU-Naturschutzrichtlinien ist ein gemeinsames Verständnis über die Schutzgüter und ein einheitliches Vorgehen zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf Österreichebene und darüber hinaus auch auf der Ebene der Europäischen Union zumindest in den Grundzügen erforderlich. Daher wurde eine Initiative des Umweltbundesamtes zur „Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung der Natura 2000-Schutzgüter in Österreich“ von den Bundesländern aufgegriffen und ein Projekt im Rahmen der Bund-Bundesländer-Kooperation eingereicht. Das Projekt wurde von allen neun Bundesländern, dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft finanziell unterstützt. Das Umweltbundesamt hat sich darüber hinaus durch das Einbringen von Eigenmitteln an der Projektfinanzierung wesentlich beteiligt.

1.3 Projektorganisation

Als Auftraggeber fungierten die Bundesländer und der Bund (siehe oben). Die Auftraggeber entsandten Vertreter in die so genannte Steuerungsgruppe. Als Projektkoordinator fungierte das Umweltbundesamt (namentlich Dr. Thomas Ellmauer). Das Umweltbundesamt übernahm darüber hinaus auch die Bearbeitung der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie und die Anhang II-Art *Carabus menetriesi pacholei*.

Aufgrund der unterschiedlichen zu bearbeitenden Arten (Anhang II-Tier- und Pflanzenarten FFH-Richtlinie sowie Anhang I Vogelarten Vogelschutz-Richtlinie) wurde eine Arbeitsgruppe aus anerkannten Experten gebildet, welche die einzelnen Schutzobjektgruppen bearbeiteten. An diese Experten wurden Subaufträge erteilt.

Organigramm



1.4 Internationale Abstimmung

Zur Entwicklung einer Methodik, welche den EU-rechtlichen Vorgaben entspricht und internationale Erfahrungen einbezieht, wurde eine Email-Umfrage an die Mitglieder der Wissenschaftlichen Arbeitsgruppe der GD XI gestartet. Leider gab es nur drei Rückmeldungen, welche wenig fachlich-inhaltliche Inputs lieferten.

Die Recherche von Veröffentlichungen zum Thema ergab, dass sich nur sehr wenige Publikationen aus den EU-Mitgliedsstaaten explizit mit dem Thema zur Beurteilung des Erhaltungszustandes beschäftigen (z.B. RÜCKRIEM & ROSCHER 1999, FARTMANN et al. 2001, PIHL et al. 2001, DOERPINGHAUS et al. 2003). Wesentliche Hilfe und Orientierung für die Erarbeitung einer Methodik zur Bewertung des Erhaltungszustandes stellte das Papier „Mindestanforderungen für die Erfassung und Bewertung von Lebensräumen und Arten sowie die Überwachung“ dar, welches vom deutschen Bund-Länderarbeitskreis (LANA) im September 2001 beschlossen wurde (http://www.bfn.de/03/030306_lana.pdf; Internet Dezember 2004) und eine Grundlage für eine Projektgruppe zur Erarbeitung von Richtlinien zur Bewertung des Erhaltungszustandes bildete. In weiterer Folge wurde ein intensiver Kontakt und Erfahrungsaus-

tausch mit dem Koordinator der deutschen Projektgruppe, Herrn Dr. Eckhard Schröder (Bundesamt für Naturschutz Bonn) aufgebaut.

Bereits gegen Projektende wurde vom 1.-3. Oktober 2003 gemeinsam mit dem BMLFUW ein internationaler Workshop im neuen Informationszentrum des Nationalparks Thayatal organisiert, bei welchem 19 Staaten der EU und ihrer Beitrittskandidaten, ein Vertreter der Europäischen Kommission, ein Vertreter des ETC/NPB und zahlreiche Bundesländervertreter und Projekt-Mitarbeiter anwesend waren. Die Vorträge zur Beurteilung des Erhaltungszustandes bewiesen neuerlich, dass lediglich in den Staaten Deutschland, Dänemark und Österreich konkrete Überlegungen zur Methodik der Bewertung des Erhaltungszustandes angestellt werden. Von Seiten der EU Kommission gab es praktisch noch keine Vorgaben. Von Juni 2002 bis Juni 2003 wurde Ian Hepburn bei der Kommission beschäftigt, um erste Richtlinien zum Thema auszuarbeiten (HEPBURN 2003).

Aufbauend auf den Ergebnissen des Thayatal-Workshops im Oktober 2003 erarbeitete die Kommission einen Vorschlag zur Beurteilung und Beobachtung des Erhaltungszustandes für die Berichtlegung nach Artikel 17 der FFH-Richtlinie. Der Vorschlag wurde im Februar 2004 als Doc. SWG 04-02-02 und Doc. SWG 04-02-03 der Wissenschaftlichen Arbeitsgruppe vorgelegt und diskutiert (EUROPEAN COMMISSION 2004a, 2004b) und schließlich als Doc. Hab. 04-03/03 in den Habitat-Ausschuss eingebracht (EUROPEAN COMMISSION 2004c). Der Vorschlag der Kommission wich in einigen Punkten von der in Deutschland und Österreich entwickelten Methodik ab. Dies wurde auch in einem Papier zusammengefasst, welches von den österreichischen Vertretern in der Wissenschaftlichen Arbeitsgruppe (Georg Grabherr und Thomas Ellmauer) nach Diskussion mit Vertretern der österreichischen Bundesländer im Juni 2004 erstellt wurde. Auf der Grundlage der Kommentare aus den EU-Mitgliedstaaten wurde vom 17.-18. Juni 2004 ein Workshop in Paris abgehalten, bei welchem die Vorschläge der Kommission weiterentwickelt wurden. An diesem Workshop war der Leiter des gegenständlichen Projektes (T. Ellmauer) beteiligt. Nachdem der Diskussionsprozess aus Sicht der Kommission weitgehend abgeschlossen war, wurde am 23. November 2004 schließlich Doc. Hab. 04-03/03 rev. 2 den Mitgliedern des Habitatausschusses vorgelegt (EUROPEAN COMMISSION 2004d), welche in einem schriftlichen Verfahren über dieses Papier abstimmen sollten. Nach Ablehnung des Papiers durch den Habitatausschuss wurde eine neuerliche Überarbeitung vorgenommen und somit liegt nun die Version Doc. Hab. 04-03/03 rev. 3 vor.

Auch wenn der Vorschlag der Kommission zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Lebensräume und Arten noch nicht beschlossen wurde und teilweise (u.a. auch von Österreich) noch abgelehnt wird lassen sich einige Eckpunkte bereits absehen, welche seitens der Kommission bisher als unverrückbar betrachtet wurden. So soll der Erhaltungszustand der Schutzgüter auf der Ebene der biogeographischen Regionen eines jeden Mitgliedstaates an die Kommission berichtet werden. Der Erhaltungszustand wird anhand weniger Indikatoren, welche sich grundsätzlich aus dem Art. 1 lit. e und i der FFH-Richtlinie ableiten, in einem Matrixsystem beurteilt. Zur Bewertung wird eine dreistufige Skala herangezogen, bei welcher lediglich eine Einheit als günstiger Erhaltungszustand (favourable) und zwei Einheiten als ungünstiger Erhaltungszustand gelten (unfavourable inadequate, unfavourable bad) (vgl. Kapitel 2.2.4).

2 METHODIK

Auf Basis der EU-rechtlichen Vorgaben, der recherchierten Unterlagen und einer Diskussion in der Bearbeitergruppe bzw. in der Steuerungsgruppe wurde eine Methodik zur Definition des Erhaltungszustandes ausgearbeitet.

2.1 Auswahl der bearbeiteten Arten

Grundsätzlich wurde festgelegt, dass jene Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie zu bearbeiten sind, welche auf der Referenzliste der für Österreich relevanten biogeographischen Regionen (kontinental bzw. alpin) aufgelistet sind. Somit wurden Arten, wie z.B. *Marsilea quadrifolia* oder *Eleocharis carniolica*, die aufgrund ihres unbeständigen Vorkommens in Österreich nicht auf die Referenzliste gesetzt worden sind bzw. auch Arten, deren Vorkommen in Österreich erst nach der Erstellung der Referenzlisten bekannt wurde (z.B. *Erebia calcaria*) nicht bearbeitet.

Lediglich eine Art der Referenzliste, nämlich *Spermophilus citellus* (Ziesel) wurde nicht bearbeitet und fehlt daher in der nachfolgenden Zusammenstellung. Der Grund dafür lag einerseits darin, dass kein geeigneter Bearbeiter zur Verfügung stand und andererseits im knappen Projektbudget.

2.2 Schutzobjektsteckbriefe

Die Gliederung der Steckbriefe ist standardisiert. Die Tiefe und Ausführlichkeit der Bearbeitung ist abhängig vom Umfang von vorliegendem Datenmaterial und Erfahrungswissen des Bearbeiters. Aufgrund teilweise mangelhafter ökologischer Untersuchungen zu den unterschiedlichen Arten musste aber auch auf Literatur aus den umliegenden europäischen Ländern zurückgegriffen werden.

Die Verbreitung der Arten wird auf die Mitgliedsstaaten der EU 15 bezogen, da nur für diese bereits Referenzlisten zu den biogeographischen Regionen vorliegen. Diese sind auf der Homepage der Generaldirektion XI der Europäischen Kommission veröffentlicht (vgl. http://europa.eu.int/comm/environment/nature/natura_biogeographic.htm Stand Dezember 2003).

Zum Bestand der Arten gibt es nur in Ausnahmefällen Informationen, meist ist dazu nichts bekannt.

2.3 Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerte

2.3.1 Kriterien der FFH-Richtlinie

Im Artikel 1 der FFH-Richtlinie wird eine Reihe von Begriffen in Form von Legaldefinitionen genauer umschrieben. Auch der Begriff „günstiger Erhaltungszustand“ wird in diesem Artikel konkretisiert.

Artikel 1 lit. e: Der "Erhaltungszustand" eines natürlichen Lebensraums wird als "günstig" erachtet, wenn

- sein natürliches Verbreitungsgebiet sowie die Flächen, die er in diesem Gebiet einnimmt, beständig sind oder sich ausdehnen und
- die für seinen langfristigen Fortbestand notwendige Struktur und spezifischen Funktionen bestehen und in absehbarer Zukunft wahrscheinlich weiterbestehen werden und
- der Erhaltungszustand der für ihn charakteristischen Arten im Sinne des Buchstabens i) günstig ist.

Artikel 1 lit. i: Der Erhaltungszustand einer Art wird als "günstig" betrachtet, wenn

- aufgrund der Daten über die Populationsdynamik der Art anzunehmen ist, dass diese Art ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraumes, dem sie angehört, bildet und langfristig weiterhin bilden wird, und
- das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art weder abnimmt noch in absehbarer Zeit vermutlich abnehmen wird und
- ein genügend großer Lebensraum vorhanden ist und wahrscheinlich weiterhin vorhanden sein wird, um langfristig ein Überleben der Populationen dieser Art zu sichern.

Aus der Interpretation des Artikel 1 der FFH-Richtlinie zum günstigen Erhaltungszustand der Lebensräume und Arten lassen sich Kriterien ableiten, welche zur Beurteilung des Erhaltungszustandes herangezogen werden müssen. Diese Kriterien lassen sich grob in (semi)quantitative und qualitative Kriterien unterscheiden (vgl. nachfolgende Tabelle).

Tabelle 1: Kriterien gemäß Artikel 1 lit. e und Art. 1 lit. i der FFH-Richtlinie

	Quantitative Kriterien	Qualitative Kriterien
Lebensräume	Areal Fläche	Standortfaktoren Struktur Pflege/Nutzung Arteninventar Gefährdungen
Arten	Populationsgröße Reproduktion Habitatfläche	Strukturausstattung des Habitats Isolation der Populationen Gefährdungen

2.3.2 Raumbezug

Aus den Vorgaben der FFH-Richtlinie, insbesondere aus Artikel 1 lit. e und i sowie aus Artikel 4 geht hervor, dass die Bewertung des Erhaltungszustandes auf mindestens drei Raumebenen von Bedeutung ist.

- Verbreitungsgebiet in Österreich: auf dieser Ebene wird die Verantwortung des einzelnen Mitgliedstaates für ein Schutzobjekt bestimmt. Das Verbreitungsgebiet sowie die Flächen/Populationen eines Schutzobjektes sollen beständig sein oder sich ausdehnen bzw. nicht abnehmen. Somit ist eine Überwachung des Erhaltungszustandes der Schutzobjekte auf der Gesamtfläche des Mitgliedstaates (Österreich-Ebene) erforderlich.
- Natura 2000-Gebiet: Gemäß Artikel 4 Absatz 1 sind der Kommission gemeinsam mit den Gebietsvorschlägen für Natura 2000 auch Informationen gemäß Anhang III der FFH-Richtlinie – u.a. auch über den Erhaltungszustand der Schutzgüter - zu übermitteln.
- Konkrete Vorkommen: Aufgrund der Kriterien des Artikels 1 zu den Strukturen, Funktionen bzw. der Populationsdynamik und dem Lebensraum ergibt sich die Notwendigkeit, auch für die konkreten Vorkommen den Erhaltungszustand zu bestimmen.

Ursprünglich wurden im Projekt für diese drei Raumebenen Überlegungen zur Bewertung des Erhaltungszustandes angestellt. Gemäß den Vorschlägen der Kommission (EUROPEAN COMMISSION 2004c) wird jedoch für die Berichte nach Artikel 17 eine Bewertung des Erhaltungszustandes auf der Ebene der biogeographischen Regionen der jeweiligen Mitgliedstaaten eingefordert.

2.3.3 Festlegung von Indikatoren

Ausgehend von den Kriterien der FFH-Richtlinie und den Raumebenen sind für die Schutzobjekte konkret messbare Indikatoren zu formulieren. Während es den Mitgliedstaaten frei steht, ihre Methoden für die Bewertung und das Monitoring des Erhaltungszustandes selbst zu entwickeln, müssen die Daten, welche der Kommission in den Artikel 17-Berichten übermittelt werden, innerhalb der EU einheitlich und vergleichbar sein (EUROPEAN COMMISSION 2004d). Somit ist die Ausarbeitung von Indikatoren auf der Ebene der konkreten Vorkommen den Mitgliedstaaten in ihrer Verpflichtung zur Umsetzung der Richtlinie überlassen, während die Bewertungsindikatoren für die biogeographische Regionen der Mitgliedstaaten einheitlich von der EU Kommission vorgegeben werden. Zwischenzeitlich liegt dafür mittlerweile auch ein mehrfach überarbeiteter Entwurf vor (EUROPEAN COMMISSION 2004d).

In der vorliegenden Studie werden daher Indikatoren lediglich für die konkreten Vorkommen (Populationen) und für die Natura 2000-Gebiete entwickelt, die im ursprünglichen Methodikentwurf vorgesehene Entwicklung von Indikatoren auf Österreich-Ebene hat sich in der Zwischenzeit durch die Vorgaben der EU-Kommission erübrigt.

2.3.3.1 Konkrete Vorkommen

Auf der Ebene der konkreten Vorkommen war nach Möglichkeit für jede Art mindestens ein Indikator für das Kriterium Habitat und für das Kriterium Population zu formulieren.

Die Formulierung von Indikatoren stellte sich besonders beim Populationskriterium als schwierig heraus. Nur die wenigsten Arten sind derart gut bekannt, dass konkrete Zahlen z.B. für Populationsgrößen (Individuenzahlen) oder für Reproduktionsraten angegeben werden konnten. Für viele der weniger gut bekannten Arten mussten indirekte Populationsindikatoren, wie z.B. Anzahl von Fundorten oder Populationstrends verwendet werden. Bei Arten, deren Kenntnisstand besonders mangelhaft ist, musste auf Hilfsindikatoren, wie z.B. Kontinuität des Nachweises der Art oder Kartierungsaufwand zur Erhebung der Art in einem Gebiet zurückgegriffen werden.

Hinsichtlich der Populationsdynamik ist bei den Arten auch zu beachten, dass größere Populationsschwankungen häufig natürlich vorkommen können. Kurzfristige Ab- aber auch Zunahmen von 20, 30 oder auch mehr Prozent sind für viele Arten eher die Regel als die Ausnahme. In sehr vielen Fällen lassen sich Ab- oder Zunahmen erst anhand von sehr langfristigen Datenreihen (2 Jahrzehnte und mehr) festmachen. Zusätzlich können bei wandernden Arten auch überregionale Faktoren zentralen Einfluss auf die Bestandsituation haben. Klimatische Faktoren können bei manchen Arten Bestandseinbrüche um bis zu 90 Prozent bewirken. Zudem ist das Auftreten mancher Arten in Abhängigkeit von überregionaler Habitatverfügbarkeit und anderen Faktoren oft unstet und schwer vorhersagbar.

Die Fläche geeigneten Lebensraumes sowie Struktur und Qualität der zur Verfügung stehenden Habitate sind prinzipiell sehr geeignete Indikatoren, die direkt auf Artikel 1, lit. i/3 zu beziehen sind. Lebensraumsansprüche und –wahl sind überdies für die Mehrzahl der Arten hinreichend genau bekannt, daher lassen sich in vielen Fällen Habitatindikatoren unschwer formulieren. Problematischer ist deren Anwendung auf Gebiete in unterschiedlichen naturräumlichen Regionen, auf Gebiete mit unterschiedlicher Höhenlage oder auf Gebiete mit unterschiedlicher Flächengröße. Hier ist im Einzelfall noch eine Präzisierung und Anpassung der Indikatoren (und natürlich auch der Schwellenwerte) auf lokale Verhältnisse erforderlich.

2.3.3.2 Natura 2000-Gebiet

Die Festlegung von Indikatoren auf der Gebietsebene ist aufgrund der sehr unterschiedlichen Gebietsgrößen und verschiedenen Abgrenzungskriterien nicht einfach. Aufgrund der Tatsache dass die Bewertung des Erhaltungszustandes für das Natura 2000-Gebiet in erster Linie einen dokumentarischen Wert für die Gebietsmeldungen an die Kommission haben, wird grundsätzlich als Indikator ein prozentueller Anteil von Erhaltungsstufen der Einzelvorkommen verwendet.

2.3.3.3 Österreich-Ebene

Im ursprünglichen Methodenansatz des Projektes war es geplant, die Bewertung des Erhaltungszustandes mit jenen Kriterien vorzunehmen, welche für die Erstellung von Roten Listen angewendet werden. Damit hätte der Rote-Liste-Status der Arten bzw. der den Lebensraumtypen entsprechenden Biotoptypen ein inverses Maß für den Erhaltungszustand abgegeben.

Nach einigen Diskussionen innerhalb der Wissenschaftlichen Arbeitsgruppe wurde von der Kommission jedoch festgehalten, dass „die Tatsache, das ein Lebensraumtyp oder eine Art nicht gefährdet ist (d.h. kein unmittelbares Aussterbensrisiko besteht) noch nicht bedeutet, dass sie sich in günstigem Erhaltungszustand befindet. Das Ziel der Richtlinie ist mit positiven Begriffen definiert, welche sich an einer günstigen Situation orientiert, die definiert, erreicht und erhalten werden muss“ (EUROPEAN COMMISSION 2004d).

Der ursprünglich gewählte Ansatz wird daher fallen gelassen und eigene Indikatoren auf der Ebene Österreichs werden nicht vorgeschlagen. Die Bewertung des Erhaltungszustandes hat nach den Vorgaben der Kommission zudem auf der Ebene der biogeographischen Regionen eines Mitgliedstaates zu erfolgen. Die Festlegung der Bewertungsindikatoren ist noch nicht endgültig abgeschlossen. Nachfolgend wird aber der letztgültige Vorschlag der Kommission für die Bewertung des Erhaltungszustandes von Arten wiedergegeben (EUROPEAN COMMISSION 2004d):

Parameter	Conservation Status			
Species code:	Favourable (‘green’)	Unfavourable – inadequate (‘amber’)	Unfavourable - bad (‘red’)	<i>Unknown</i> (insufficient information to make an assessment)
Range	Stable (loss and expansion in balance) or increasing <u>AND</u> not smaller than the ‘favourable reference range’	Any other combination	Large decline: loss of 6% or more in reporting period (6 years) or an average of more than 1% per year OR More than 5% below favourable reference range	<i>No or insufficient reliable information available</i>
Population	Population(s) stable (within natural fluctuation levels) or increasing <u>AND</u> not smaller than the ‘favourable reference population’ <u>AND</u> reproduction, mortality and age structure not	Any other combination	Large decline: Equivalent to a loss of more than 1% per year (reference period can be chosen by MS) <u>AND</u> below “favourable reference population” <u>OR</u> More	<i>No or insufficient reliable information available</i>

Parameter	Conservation Status			
Species code:	Favourable (‘green’)	Unfavourable – inadequate (‘amber’)	Unfavourable - bad (‘red’)	Unknown <i>(insufficient information to make an assessment)</i>
	deviating from normal (if data available)		than 10% below favourable reference population <u>OR</u> Reproduction, mortality and age structure strongly deviating from normal (if data available)	
Habitat for the species	Area of habitat is sufficiently large (and stable or increasing) <u>AND</u> habitat quality is suitable for the long term survival of the species	Any other combination	Area of habitat is clearly not sufficient to ensure the long term survival of the species <u>OR</u> Habitat quality bad clearly not allowing long term survival of the species	<i>No or insufficient reliable information available</i>
Future prospects (as regards to population, range and habitat availability)	Main pressures and threats to the species not significant; species will remain viable on the long-term	Any other combination	Severe influence of pressures and threats to the species; very bad prospects for its future, long-term viability at risk.	<i>No or insufficient reliable information available</i>
Overall assessment of CS	All ‘green’ OR three ‘green’ and one ‘unknown’	One or more ‘amber’ but no ‘red’	One or more ‘red’	Two or more ‘unknown’ combined with green or all “unknown”

2.3.4 Skalierung und Schwellenwerte

Für die Skalierung der Indikatoren wurde auf die Vorgaben der EU-Kommission für die Übermittlung von Gebietsinformationen über den Standard-Datenbogen zurückgegriffen (vgl. EUROPÄISCHE KOMMISSION 1997). Demnach ist der Erhaltungszustand in folgenden drei Wertstufen zu beurteilen:

A: hervorragender Erhaltungszustand

B: guter Erhaltungsgrad

C: durchschnittlicher bis beschränkter Erhaltungszustand

Aus den Erläuterungen zu den Standard-Datenbögen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 1997) lässt sich ableiten, dass die Stufen A und B als günstiger Erhaltungszustand und C als ungünstiger Erhaltungszustand zu verstehen sind, auch wenn die Bezeichnung „durchschnittlicher Erhaltungszustand“ der Stufe C nicht unbedingt mit „ungünstig“ identifiziert werden kann.

Für die Eichung dieser dreiteiligen Skala kann auch auf verschiedene andere Bewertungssysteme zurückgegriffen werden. So eignet sich etwa für Lebensraumtypen die Untersuchung der Hemerobie österreichischer Waldökosysteme (GRABHERR et al. 1998), in welcher eine neunstufige Hemerobieskala (von ahemerob bis polyhemerob) in eine fünfstufige Naturnähe-Skala transformiert wurde (von natürlich bis künstlich). Diese Bewertungseinheiten können wie folgt der Skala für den Erhaltungszustand zugeordnet werden:

A: natürlich (ahemerob) und naturnah (γ -oligohemerob und β -oligohemerob)

B: mäßig verändert (α -oligohemerob und β -mesohemerob)

C: stark verändert

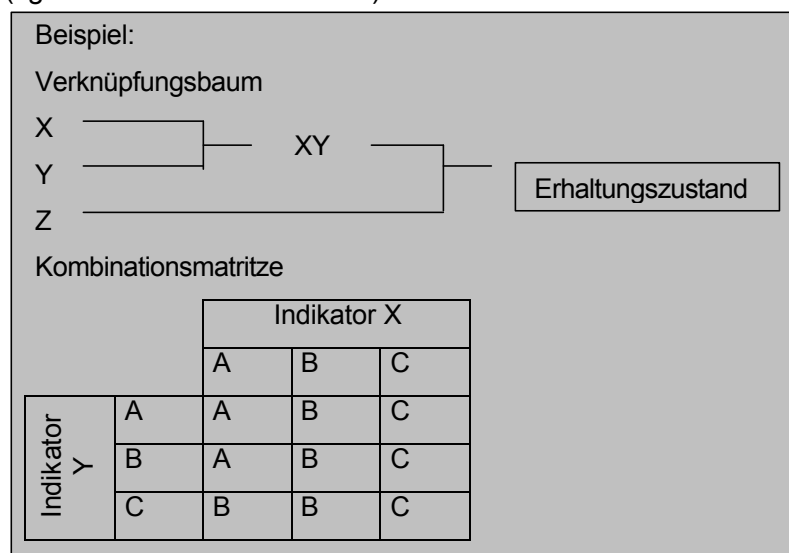
In ihrem letztgültigen Vorschlag zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Schutzgüter auf biogeographischer Ebene (EUROPEAN COMMISSION 2004c, 2004d) verwendet die Kommission zwar auch eine dreiteilige Skalierung, sie geht aber vom System der Standard-Datenbögen ab und schlägt eine Wertstufe für günstig und zwei Wertstufen für ungünstigen Erhaltungszustand vor:

- ? favourable
- ? unfavourable inadequate
- ? unfavourable bad

2.3.5 Synthese der Indikatoren

Zur Beurteilung des Erhaltungszustandes eines Schutzgutes müssen die Einzelindikatoren zu einem gemeinsamen Wert zusammengeführt werden. Für diesen Prozess der Aggregation wurden drei Methoden vorgesehen, welche verwendet werden konnten:

- Logische Verknüpfung: Bei der logischen Verknüpfung werden jeweils zwei Indikatoren paarweise zu einem nächst höheren Indikator über Kombinationsmatrizen aggregiert. Die logische Kombination ist eine geeignete Methode um Relativwerte miteinander zu verbinden, bei welchen eine mathematische Mittelbildung zu unlogischen Ergebnissen führen würde (vgl. GRABHERR et al. 1998).



- Gewichtete Summation: Bei diesem Verfahren werden die Skalenwerte in numerische Werte umgewandelt, mit einem Wichtungsfaktor multipliziert und schließlich aufsummiert (vgl. FISCHER et al. 2001).

Beispiel:
 Indikatoren X, Y und Z
 Gewichtungsfaktoren a, b und c
 Erhaltungszustand = $aX + bY + cZ$

- Wenn-Dann-Beziehungen: Bei dieser Methode werden die Einzelindikatoren mit Wenn-Dann-Beziehungen miteinander verknüpft.

Beispiel:
 Indikatoren X, Y und Z
 Wenn X = C, dann Erhaltungszustand = C
 Wenn ≥ 2 Indikatoren A, dann Erhaltungszustand = A
 Wenn ≥ 2 Indikatoren B, dann Erhaltungszustand = B

2.3.6 Anmerkungen zu den Indikatoren und Schwellenwerten

Die im Rahmen dieser Arbeit dargelegten quantitativen Angaben für Indikatoren müssen aufgrund der teilweise unzureichenden Datengrundlagen als erste Anhaltspunkte verstanden werden. Bei Vorliegen neuerer Forschungsergebnisse zur Ökologie der einzelnen Schutzgüter, vor allem auch aus Österreich, ist deshalb eine Aktualisierung der entsprechenden Indikatoren und allenfalls der Bewertungsanleitungen notwendig. Die Tauglichkeit der Indikatoren, Schwellenwerte und Bewertungsanleitungen bzw. ein Änderungs- oder Ergänzungsbedarf wird im Zuge eines „Praxistests“ ersichtlich werden.

2.4 Verbreitungskarten

Für jedes Schutzobjekt wurden – soweit dies möglich war - österreichweite Punktverbreitungskarten auf Rasterbasis (5 Längenminuten x 3 Breitenminuten) erstellt. Dabei wurden alle verfügbaren Datenquellen (Datenbanken, publizierte Verbreitungsangaben, graue Literatur, Expertenwissen) herangezogen.

Das Layout der Grundkarten orientiert sich an den Verbreitungskarten in ELLMAUER & TRAXLER (2000). Soweit genauere Angaben zum Datum der Fundnachweise vorlagen, wurden diese in den Karten durch getrennte Signaturen in aktuelle und historische Fundpunkte unterschieden. Für Schutzgüter, deren Areal durch Fundnachweise nur fragmentarisch dargestellt werden konnte, wurde das Gesamtareal durch Schraffierung jener Räume hinterlegt, in denen ein Vorkommen bekannt ist oder mit großer Wahrscheinlichkeit vermutet werden kann.

2.4.1 Datenquellen

2.4.1.1 Fledermäuse

Verbreitungsangaben stammen einerseits aus den Literaturangaben in den Steckbriefen.

Fledermausdaten wurden dankenswerterweise von folgenden Institutionen und Personen zur Verfügung gestellt: Kärntner Landesregierung – Abt.20 Naturschutz, Niederösterreichische Landesregierung - Abt. Naturschutz, Salzburger Landesregierung – Abt. Naturschutz, Tiroler Landesregierung - Umweltschutz, ‚Artenschutzprojekte Fledermäuse‘ in Kärnten und Salzburg, Fledermauskundliche AG Wien (A. Baar und DI W. Pölz), Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich, K. Bogon, Mag. M. Jerabek, U. Hüttmeir, H. Mixanig, Mag. K. Krainer, S. Pysarzczuk, Mag. A. Vorauer, Mag. C. Walder, H. Walser.

2.4.1.2 Biber

Die Verbreitungspunkte für den Biber stammen aus einer Revierkartierung, welche in den Jahren 2000-2003 von J. Sieber, J. Plass, H. Augustin, L. Slotta-Bachmayr, D. Kaltenecker und W. Vogl durchgeführt wurde.

2.4.1.3 Braunbär

Die Daten zur Verbreitungskarte stammen aus dem Bestandsmonitoring der Bärenanwälte 1993-2002 und beinhalten eigene Beobachtungen und Meldungen anderer Beobachter an Bärenanwälte bzw. Landesjagdverbände. Beobachtungen umfassen v.a. Sichtbeobachtungen, Schäden, Fährten-, Haar- und Losungsfunde. Zweifelhafte Meldungen wurden nicht berücksichtigt.

2.4.1.4 Fischotter

Die Daten der Verbreitungskarten stammen aus Bodner (2001), Eisner & Sieber (1993), Holzinger et al (2002), Jahrl (1995, 1996, 1998, 1999, 2000, 2002), Jahrl & Kraus (1998), Jahrl et al (2003), Jahrl & Bodner (2003), Knollseisen (1997, 1998), Kranz (1995, 1996), Kraus (1986), Kraus & Jahrl (2001), Sackl et al (1996), Sieber & Bratter (1991), Wieser (1993).

2.4.1.5 Luchs

Die Datengrundlagen (Luchshinweise) zur Erstellung der Verbreitungskarte wurden von folgenden Institutionen und Personen zur Verfügung gestellt: Steirische Jägerschaft, Kärntner Jägerschaft, Oberösterreichische Jägerschaft, Österreichischer Naturschutzbund, Österreichische Naturschutzjugend Haslach/Mühl, Martin Forstner, NP Kalkalpen, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft Boku Wien, Thomas Huber.

2.4.1.6 Amphibien und Reptilien

Der Großteil der Daten stammt aus der Herpetofaunistischen Datenbank Österreich (HFDÖ), die von Frau Dr. Antonia Cabela in der Herpetologischen Sammlung am Naturhistorischen Museum Wien verwaltet wird. Der Gesamtdatensatz (Anzahl Datensätze HFDÖ in der Tabelle) entspricht jenem, der zur Erstellung des „Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich“ (CABELA et al. 2001) verwendet wurde und die Daten bis inklusive 1996 mit einschließt.

Die neu aufgenommenen Daten (Anzahl neue Datensätze in der Tabelle) entstammen z. T. aus bereits am Museum gesammeltem Material, das noch nicht eingegeben wurde bzw. aus neu recherchiertem Material aus den Bundesländern. Dabei handelt es sich um Einzeldaten, umfangreichere Kartierungsdaten und z. T. um sehr komplexe Datenbankauszüge.

Da die im Zuge dieses Projektes aufgenommenen neuen Datensätze noch nicht in die Herpetofaunistische Datenbank (HFDÖ) eingegeben sind, beziehen sich die Angaben zu den Rasterfrequenzen in den jeweiligen Arttexten nur auf die Daten aus der HFDÖ, d. h. auf die Daten bis 1996.

Art bzw. Hybride	Datensätze gesamt	Datensätze HFDÖ	Datensätze neu	Datensätze neu in %
<i>Triturus carnifex</i>	568	477	91	16 %
<i>Triturus cristatus</i>	149	112	37	25 %
<i>Triturus dobrogicus</i>	397	376	21	5 %
<i>Kammolch</i>	207	196	11	5 %
<i>T. car. x cris.</i>	13	13	0	0 %

<i>T. car. x dobr.</i>	12	12	0	0 %
<i>T. car. x cris. x dobr.</i>	5	5	0	0 %
<i>Bombina bombina</i>	1328	1266	62	5 %
<i>Bombina variegata</i>	3221	2563	658	20 %
<i>B. bom. x var.</i>	80	80	0	0 %
<i>B. bom. x (var)</i>	26	26	0	0 %
<i>B. var. x (bom)</i>	186	152	34	18 %
<i>Emys orbicularis</i>	222	192	30	14 %
gesamt	6414	5470	944	14,7 %

Besonderer Dank gilt Frau Dr. Antonia Cabela für die Bereitstellung des komplexen Datensatzes und für die Anfertigung von Arbeitskarten. Mit der folgenden Aufzählung der Datenquellen möchte sich der Bearbeiter gleichzeitig herzlich bei jenen Personen bzw. Institutionen bedanken, die weitere Daten zur Erstellung der Verbreitungskarten beigesteuert haben.

- Daten von VoGis (Vorarlberger Landesregierung)
- Amphibienwanderstrecken, Kartierungsdaten Salzburg (Biodiversitätsdatenbank Haus der Natur, Herpetologische Arbeitsgruppe – M. Kyek)
- Amphibienwanderstrecken, Amphibienprojekte Niederösterreich (Niederösterreichischer Naturschutzbund – M. Gross)
- Amphibienwanderstrecke Wien (MA 22 Naturschutz – J. Rienesl)
- Amphibienwanderstrecken Burgenland (J. Taijmel)
- Amphibienwanderstrecken, Kartierungsdaten Kärnten (Arge Naturschutz – K. Smole-Wiener, M. Jandl)
- Kartierungsdaten Tirol: T. Bader
- Kartierungsdaten Steiermark: W. Paill, M. Jandl, S. Schweiger
- Kartierungsdaten Oberösterreich: A. Schuster, M. Kyek, T. Bader
- Kartierungsdaten Niederösterreich: G. Gollmann, M. Pintar, Forschungsgemeinschaft Lanius (M. Braun), F. Stojaspal, M. Szateczny, L. Bruckner, T. Zuna-Kratky, M. Duda, M. Schindler, eigene Daten
- Kartierungsdaten Burgenland: H. Grabenhofer, W. Paill, A. Pauli-Thonke, F. Gombots, H. Iby, eigene Daten
- Kartierungsdaten Kärnten: Büro Revital, W. Paill, eigene Daten

Für fruchtbare Diskussionen und Informationen sowie Datenmaterial über die Europäische Sumpfschildkröte sei M. Schindler, M. Rössler, H. Tunner und nicht zuletzt R. Gemel gedankt, der auch bei der Literatursuche behilflich war.

Für Diskussionen über die Kriterien zur Beurteilung des Erhaltungszustandes gilt der Dank M. Pintar, G. Gollmann, A. Cabela, R. Klepsch, K. Smole-Wiener sowie den Teilnehmern der von der Arge Naturschutz veranstalteten Amphibienschutztagung am 24.4.04 in Salzburg.

2.4.1.7 Fische

Die Verbreitungskarten wurden auf Basis einer umfangreichen Datenbank erstellt, die auf drei Säulen basiert: Publizierten Daten aus diversen Berichten und Artikeln, unveröffentlichten Beforschungsprotokollen und eigenen Daten, sowie insbesondere auf Angaben von Experten, die in allen Bundesländern kontaktiert wurden. In Summe konnten über 1700 Nachweise der größtenteils seltenen und oft schwierig nachzuweisenden Arten gesammelt werden. Die ältesten Daten stammen aus dem Jahr 1980, beim überwiegenden Teil handelt es sich aber um aktuelle

Nachweise ab dem Jahr 1990. Es ist darauf hinzuweisen, dass alle Punkte in der Karte auf tatsächliche Freilandnachweise der jeweiligen Arten zurückgehen und unsichere oder wenig vertrauenswürdige Angaben sowie vermutete Vorkommen nicht berücksichtigt wurden. In diesem Zusammenhang sei folgenden Personen für die freundliche Zusammenarbeit und Bereitstellung ihrer Daten gedankt: C. Gumpinger, J. Harrer, E. Kainz, T. Kaufmann, H. Gassner, W. Honsig-Erlenburg, A. Lunardon, N. Medjeschy, K. Michor, M. Pointinger, W. Reckendorfer, S. Siligato, T. Spindler, C. Tabernig, J. Wanzenböck, G. Wolfram und G. Woschitz.

Aufgrund der bis zum heutigen Tag schwierigen bzw. im Freiland unmöglichen Unterscheidung der beiden in Österreich vorkommenden Neunaugenarten, besonders deren Larven (Querdern), wurden aufgrund zoogeographischer Überlegungen Nachweise nördlich der Donau einheitlich der Art *Lampetra planeri* und südlich der Donau *Eudontomyon mariae* zugeordnet.

2.4.1.8 Dohlenkrebs

Historische Daten zu den Dohlenkrebsvorkommen sind in der älteren Literatur nicht vorhanden. Der wissenschaftliche Erstnachweis erfolgte für die Vorkommen in Kärnten durch Henning Albrecht im Jahr 1977. Die aktuelle Verbreitung des Dohlenkrebses wurde in den letzten Jahren intensiv von L. Füreder, Y. Machino und J. Petutschnig untersucht. Die Angaben über die Verbreitung der Dohlenkrebsse in Tirol stammen von L. Füreder, die Verbreitungsdaten für Kärnten von J. Petutschnig und Y. Machino.

Die Fundmeldungen der Kärntner Dohlenkrebsvorkommen werden wie auch für die restlichen Flusskrebsvorkommen Kärntens (insgesamt 6 Arten) in einer Datenbank im Umweltbüro Klagenfurt (vormals Institut für Ökologie und Umweltplanung) von J. Petutschnig gesammelt und verwaltet.

2.4.1.9 Käferarten

Die Verbreitungskarten basieren auf einer möglichst vollständigen Erhebung primärer Literaturdaten (mehr als 100 einschlägige Publikationen wurden ausgewertet), der Berücksichtigung der größten faunistischen Datenbank Österreichs (ZOBODAT), der Datenerhebung aus den bedeutendsten, unpublizierten Museums-Sammlungen Österreichs (Naturhistorisches Museum Wien, Landesmuseum Joanneum, Landesmuseum Klagenfurt) sowie der gezielten Nachfrage bei Käferkundlern (mehr als 50 heimische und ausländische Spezialisten wurden kontaktiert) und Naturinteressierten.

2.4.1.10 Schmetterlinge

Die Datengrundlagen, welche zur Erstellung der Verbreitungskarten der Schmetterlinge verwendet wurden, sind bereits ausführlich in der neuen Roten Liste der Tagfalter Österreichs erläutert worden (vgl. HÖTTINGER & PENNERSTORFER, im Druck). In der dortigen Danksagung sind auch alle Personen angeführt, welche Daten zur Verbreitung der Tagfalter Österreichs geliefert haben. An dieser Stelle möchten wir uns sehr herzlich bei jenen Personen bedanken, welche zusätzlich umfangreichere Daten zur Verbreitung der Schmetterlingsarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie in Österreich geliefert haben:

Ulrich Aistleitner, Karel Cerny, Horst Bobits, Peter Buchner, Manuel Denner, Rudolf Eis, Siegfried Erlebach, Rudolf Faustmann, Thomas Frieß, Heinz Habeler, Gerd Krautberger, Michael Kurz, Hermann Kühnert, Leopold Ledwinka, Karl Moritz, Alexander Nemeč, Theodor Peter, Manfred Pendl, Gernot Räuschl, Markus Rachinger, Wolfgang Schweighofer, Franz Steiger, Walter Timpe, Andreas Wenger, Friedrich Weisert und Friedrich Windisch. Weiters bedanken wir uns bei Michael Malicky (Institut für Umweltinformatik, Linz) für die Bereitstellung der Daten der Tiergeographischen Datenbank ZOBODAT.

Besonderen Dank schulden wir jenen Kollegen, welche als „Bundesländer-Bearbeiter“ nicht nur umfangreiches Datenmaterial zur Verfügung gestellt haben, sondern auch bei der Aktualisierung, Ergänzung und Korrektur der Standarddatenbögen sowie durch sonstige kritische

Hinweise wertvolle Hilfe geleistet haben: Patrick Gros (Salzburg), Erwin Hauser (Oberösterreich), Christian Wieser (Kärnten) und Anton Koschuh (Steiermark).

Auf der Grundlage des so erhaltenen Materials konnten für die einzelnen Arten folgende Anzahl Datensätze zur Erstellung der Verbreitungskarten herangezogen werden:

Art	Datensätze
Euphydryas aurinia	1445
Euphydryas maturna	407
Erebia calcaria	6
Lycaena dispar	582
Maculinea nausithous	722
Maculinea teleius	852
Eriogaster catax	220
Euplagia quadripunctaria	2467

2.4.1.11 Libellen

Die Verbreitungskarten stützen sich im Wesentlichen auf Freilandhebungen, Belegexemplare in Museen und Sammlungen und Angaben in fach einschlägiger Literatur.

Die Freilandhebungen wurden einerseits durch zahlreiche ehrenamtliche Mitarbeiter und andererseits von großteils freiberuflich tätigen Biologen im Rahmen einer Vielzahl von Auftragskartierungen für unterschiedliche Behörden durchgeführt. Ein Großteil der Datensätze stammen von Rainer RAAB, Gerold LAISTER, Kurt HOSTETTLER, Eva CHWALA, Hans EHMANN, Gerhard LEHMANN, Andreas CHOVANEC, Otto SAMWALD, Armin LANDMANN, Wilfried STARK, Wolfgang SCHWEIGHOFER, Werner E. HOLZINGER, Thomas HOCHBNER, Otto MOOG, Maria SCHINDLER und Andreas WENGER.

Berücksichtigt wurden die Libellensammlungen am Naturhistorischen Museum in Wien, am OÖ Landesmuseum in Linz und am NÖ Landesmuseum in St. Pölten.

Die erfasste Literatur, insgesamt mehr als 300 Literaturquellen, beinhaltet Publikationen und unveröffentlichte schriftliche Berichte zur Libellenfauna Österreichs.

2.4.1.12 Schnecken

Die Angaben in den Verbreitungskarten stammen aus folgenden Quellen:

BECKMANN, K. H. (1999): Die während der DMG-Tagung 1995 in Kärnten beobachteten rezenten Mollusken mit Bemerkungen zu Neunachweisen in den Untersuchungsgebieten und einem systematischen Verzeichnis (Checklist) der Kärntner Mollusken. - Mitt. dt. malakozool. Ges. 64: 37- 47. Frankfurt am Main.

BIERINGER, G. (1997): *Helicopsis striata austriaca* GITTENBERGER, 1969 (Gastropoda. Pulmonata: Hygromiidae) im südöstlichen Niederösterreich. Nachr.bl. erste Vorarlb. Malak. Ges. 5: 23 - 26.

EDLINGER, K. (2003): Schriftliche Mitteilung (Sammlung des Naturhist. Mus. Wien).

GALLENSTEIN, H. von (1900): Die Bivalven- und Gastropodenfauna Kärntens. II. Gastropoden, Stylomatophora. - Jahrb. Naturhist. Mus. Kärnten, 24 (47) : 1 - 169. Klagenfurt

KLEMM, W. (1974): Die Verbreitung der rezenten Land-Gehäuse-Schnecken in Österreich. Denkschr. Österr. Akad. Wiss. (math.-naturwiss. Kl.) 117: 375.

- KUHNA, W. & P. SCHNELL (1965) : *Vertigo moulinsiana* und *Perforatella bidentata* in Kärnten. - Mitt. DMG 1 : 93.
- MILDNER, P. (1998): Faunistisch bemerkenswerte Nachweise von Gastropoden im Kärntner und Osttiroler Raum. - *Stapfia* 55: 713- 718.
- MILDNER, P. (2000): Zur Verbreitung der Bauchigen Windelschnecke *Vertigo moulinsiana* (DUPUY, 1849) (Gastropoda, Stylommatophora, Vertiginidae) in Kärnten. – *Carinthia* II, Teil 1, 190/ 110: 172- 180. Klagenfurt
- MILDNER, P. (2000): Zur Verbreitung der Schnecken- und Muschelarten von gemeinschaftlichem Interesse gemäß der FFH-Richtlinie in Kärnten. - Kärntner Naturschutzberichte, Band 5: 51- 61. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (2000): Zur Verbreitung von *Vertigo antivertigo* (Draparnaud, 1801) und *Vertigo geyeri* (Lindholm, 1925) (Gastropoda, Stylommatophora, Vertiginidae) in Kärnten. - *Carinthia* II, Teil 2, 190/ 110: 531- 536. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (2001): Zur Verbreitung der Schnecken- und Muschelarten von gemeinschaftlichem Interesse gemäß der FFH-Richtlinie in Kärnten. Nachtrag. - Kärntner Naturschutzberichte, Band 6: 121-123. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (2002): Sammlungsbeleg Landesmuseum Kärnten.
- REISCHÜTZ, P. L. (1997): Bemerkenswerte Molluskenfunde in Österreich. – *Nachrbl. d. Ersten Vorarlb. Malak. Ges.* 5: 33- 35. Rankweil.
- REISCHÜTZ, P. L. (1999): Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Niederösterreichs XV. Streifzüge durch das südliche Wiener Becken. - *Nachrbl. d. Ersten Vorarlb. Malak. Ges.* 7: 14 – 18. Rankweil.
- STUMMER, B. (1996): Neue Schneckenfunde aus Vorarlberg (Österreich). – *Nachrbl. d. Ersten Vorarlberger Malakolog. Ges.* , 4: 55 – 57. Rankweil.

2.4.1.13 Muscheln

Als Grundlage für die Verbreitungskarten (aktuelle Verbreitung) von *Margaritifera margaritifera* in Österreich wurden folgende Quellen herangezogen: MOOG et al. (1993), GUMPINGER et al. (2002), STUNDNER 2001, GUMPINGER 2000, Fundort-Datenbank des Vereins "FLUP-Österreich", Enns, OFENBÖCK (1997, 1998, 1999), OFENBÖCK et al. (2001), HANNESSCHLÄGER (2001), RIEGLER (2001)

Als Grundlage für die Verbreitungskarten (aktuelle Verbreitung) von *Unio crassus* in Österreich wurden folgende Quellen herangezogen: REISCHÜTZ & SACKL (1991), SACKL & TIEFENBACH (1998), ESSL (2000), MILDNER & TAURER (2003), W. FISCHER (1993), eigene Aufsammlungen, mündl. Mitt. von: P.L. REISCHÜTZ, Horn, H. NESEMANN, Indien, C. STUNDNER, St. Pölten, M. HANNESSCHLÄGER, Wien, C. RIEGLER, Wien, W. HEINISCH, Linz, G. MEYER-LEHNER, Linz, C. GUMPINGER, Wels, G. HUTTER Bregenz, O. MOOG, Wien

2.4.1.14 Gefäßpflanzen

Die Verbreitungsangaben stammen aus folgenden Quellen:

***Apium repens*:** Die Verbreitungskarte von *Apium repens* basiert auf Materialien aus der Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie auf Funden von T. Barta, G. Fischer und C. Niederbichler sowie auf Wittmann et al. (1987), L. Schrott-Ehrendorfer (2001) und Stöhr & Gewolf & Niederbichler (im Druck).

***Artemisia laciniata*:** Die Verbreitungskarte von *Artemisia laciniata* basiert auf WENDELBERGER (1959) und JANCHEN (1966-75)

Artemisia pancicii: Die Verbreitungskarte von *Artemisia pancicii* basiert auf WENDELBERGER (1959) und JANCHEN (1966-75)

Botrychium simplex: Die Verbreitungskarte von *Botrychium simplex* basiert auf der Zusammenstellung der österreichischen Fundpunkte bei HORN & KORNECK (2003).

Cypripedium calceolus: Die Verbreitungskarte von *Cypripedium calceolus* basiert auf Materialien aus der Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie auf STEINWENDTNER (1981), WITTMANN et al. (1987), HARTL et al. (1992), KLEIN & KERSCHBAUMSTEINER (1996), VÖTH (1999), POLATSCHKEK (2001) und DÖRR & LIPPERT (2001).

Dracocephalum austriacum: Die Verbreitungskarte von *Dracocephalum austriacum* basiert auf JANCHEN (1966-75).

Eryngium alpinum: Die Verbreitungskarte von *Eryngium alpinum* basiert auf Materialien aus der Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie auf HARTL et al. (1989), POLATSCHKEK (1997), SCHWEIGHOFER & NIKLFELD (1998), FRANZ & LEUTE (2002) und SEITTER (1977).

Ligularia sibirica: Die Verbreitungskarte von *Ligularia sibirica* basiert auf JANCHEN (1966-75).

Liparis loeselii: Die Verbreitungskarte von *Liparis loeselii* basiert auf Materialien aus der Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie auf STEINWENDTNER (1981), AUMANN (1985), WITTMANN et al. (1987), HARTL et al. (1992), KLEIN & KERSCHBAUMSTEINER (1996), VÖTH (1999) und auf POLATSCHKEK (2001).

Myosotis rehsteineri: Die Verbreitungskarte von *Myosotis rehsteineri* basiert auf der Fundortszusammenstellung bei POLATSCHKEK (1997).

Stipa styriaca: Die Verbreitungskarte von *Stipa styriaca* basiert auf den Fundortszusammenstellungen bei ZIMMERMANN (1989) und HARTL et al. (1992) sowie auf H. Melzer (mündl. Mitteilung).

Thesium ebracteatum: Die Verbreitungskarte von *Thesium ebracteatum* basiert auf der Fundortszusammenstellung bei SAUBERER & ADLER (2001).

Trifolium saxatile: Die Verbreitungskarte von *Trifolium saxatile* basiert auf Materialien aus der Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie der Fundortszusammenstellung bei SCHNEEWEISS et al. (1998).

2.4.1.15 Moose

Die Datenlage zur Kenntnis der Verbreitung von Moosen ist im allgemeinen schlecht und beruht primär auf punktuellen Untersuchungen. Nur für einzelne Quadranten (entsprechend der österreichischen Florenkartierung) in ausgewählten Regionen bzw. einzelne Habitattypen (z.B. Moore) liegen relativ vollständige Erhebungen vor. Dementsprechend schlecht steht es auch um die Erfassung der Moosarten des Anhanges II der FFH Richtlinie. Nur in wenigen Bundesländern (Burgenland, Kärnten, Salzburg, Steiermark) wurden Aufträge zur zumindest teilweisen Erhebung der FFH-Arten erteilt. In den meisten anderen Bundesländern ist die Datengrundlage extrem schlecht (z.B. N.Ö., Vorarlberg, Tirol). Die FFH Moosarten wurden in diesen Ländern daher vielfach entweder nicht in die Natura 2000 Gebiets-Erklärungen mit einbezogen, oder sie basieren auf historischen Daten, die großteils aus dem 19. Jahrhundert stammen.

Die Verbreitungsangaben stammen aus AMANN (2001), BAUMGARTNER (1912), BECK (1884, 1987), BECKER (1953), BLUMRICH (1923), BREIDLER (1892), DALLA TORRE &

SARNTHEIN (1904), DÜLL (1998), ERNET & KÖCKINGER (1998), FITZ (1957), FÖRSTER (1881), FRIEDEL (1956), FUTSCHIG (1972, 1978), GAMS (1951), GLOWACKI (1893, 1910, 1914), GRIMS et al. (1999), GRUBER et al. (2001), HINTERÖCKER (1887), HÖHNEL (1891), KERN (1907), KÖCKINGER & SUANJAK (2001), KOPPE (1950), KOPPE & KOPPE (1969), KRISAI (1974, 1985), LATZEL (1926, 1941), LIMPRICHT (1895), LOESKE (1910), MATTOUSCHEK (1901, 1902, 1905, 1913) MAURER (1961), MAURER et al. (1983), MORTON (1950), MURR (1914), PITSCHMANN & REISIGL (1954), POETSCH & SCHIEDERMAYR (1872, 1904), PROHASKA (1914), REIMOSER (2003), RICEK (1977, 1984), SAUTER (1870), SCHIEDERMAYR (1894), SCHIFFNER (1912), SCHLÜSSLMAYR (1999, 2001), SCHRÖCK (pers. Mitt.), SCHWARZ (1858), SPENLING (1964), STEINER (1992), VAN DORT et al. (1996), VON DER DUNK (1973), WALLNÖFER (1889), ZWANZIGER (1863), ZECHMEISTER (1997)

Weitere Fundpunkte stammen aus dem Digitalen Botanischen Informationssystem der Universität Salzburg / Mooskartierung in Österreich (<http://www.sbg.ac.at/bot/digiflora/>) sowie von un-
veröffentlichten Angaben von Grims F., Hagel H., Köckinger H., Krisai R., Pilsl, P., Schriebl, A., Schröck C., Suanjak M. & Zechmeister H.

3 LITERATUR

- ADLER, W.; OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 1180pp.
- AUBRECHT, P. (1998): Corine Landcover Österreich. Vom Satellitenbild zum digitalen Bodenbedeckungsdatensatz. Umweltbundesamt, Monographien 93: 61pp.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (Ed.) (1991): CORINE biotopes manual. Habitats of the European Community – A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation. Luxembourg, 300pp.
- DAFIS, S.; PAPASTERGIADOU, E.; GEORGHIOU, K.; BABALONAS, D.; GEORGIADIS, T.; LAZARIDOU, T. & TSIAOUSSI, V. (1996): Directive 92/43/EEC: The Greek Habitat Project Natura 2000: An Overview. Greek Biotope/Wetland Centre, 893pp.
- DOERPINGHAUS, A.; VERBÜCHELN, G.; SCHRÖDER, E.; WESTHUS, W. MAST, R. & NEUKIRCHEN, M. (2003): Empfehlungen zur Bewertung des Erhaltungszustands der FFH-Lebensraumtypen: Grünland. *Natur und Landschaft* 78/8: 337-342.
- DEVILLERS, P. & DEVILLERS-TERSCHUREN, J. (1996): A classification of Palaearctic habitats. Council of Europe Publishing, *Nature and Environment* 78: 194pp.
- ELLMAUER, T. & TRAXLER, A. (2000): Handbuch der FFH-Lebensraumtypen Österreichs. Umweltbundesamt, Monographien 130: 208pp.
- ELLWANGER, G.; BALZER, S.; HAUKE, U. & SSYMANK, A. (2000): Nationale Gebietsbewertung gemäß FFH-Richtlinie: Gesamtbestandsermittlung für die Lebensraumtypen nach Anhang I in Deutschland. *Natur und Landschaft* 75/12: 486-493.
- ERDMANN, M. & WILKE, H. (1997): Quantitative und qualitative Totholzerfassung in Buchenwirtschaftswäldern. *Forstwiss. Centralbl.* 116: 16-28.
- ESSL, F.; DVORAK, M.; ELLMAUER, T.; KORNER, I.; MAIR, B.; SACHSLEHNER, L. & VRZAL, W. (2001): Flächenscharfe Erhebung, Bewertung und GIS-Implementierung der gemäß den Richtlinien 79/409/EWG und 92/43/EWG zu schützenden Lebensräume in den von Niederösterreich nominierten Natura 2000 Gebieten. Endbericht. ARGE Natura 2000, im Auftrag des Landes NÖ, 414pp.
- ESSL, F.; EGGER, G. & ELLMAUER, T. (2002a): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Konzept. Umweltbundesamt, Monographien 155: 40pp.
- ESSL, F.; EGGER, G.; ELLMAUER, T. & AIGNER, S. (2002b) : Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Wälder, Forste, Vorwälder. Umweltbundesamt, Monographien 156
- EUROPEAN COMMISSION (1999): Interpretation Manual of European Union Habitats. Version EUR 15/2. Europäische Kommission, Generaldirektion XI.
- EUROPEAN COMMISSION (2003): Interpretation Manual of European Union Habitats. Version EUR 25. Europäische Kommission, Generaldirektion XI.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (1997): Entscheidung der Kommission vom 18. Dezember 1996 über das Formular für die Übermittlung von Informationen zu den im Rahmen von Natura 2000 vorgeschlagenen Gebieten. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* L107: 156pp.
- FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E. (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. *Angewandte Landschaftsökologie* 42: 725pp.
- FISCHER, M.; MÜLLER-KROEHLING, S. & GULDER, H.-J. (2001): Managementplan für das FFH-Gebiet "Hienheimer Wald mit Ludwigshain und Hangkante Altmühltal". Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 62pp.
- FRANK, G. (1998): Naturwaldreservate und biologische Diversität. In: Geburek, T. & Heinze, H. (Hrsg.), *Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald*. Ecomed Verlagsges., Landsberg, 205-238.

- GRABHERR, G. & POLATSCHEK, A. (1986): Lebensräume und Lebensgemeinschaften in Vorarlberg. Ökosysteme, Vegetation, Flora mit Roten Listen. Vorarlberger Landschaftspflegefonds. 263pp.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H. & REITER, K. (1998): Hemerobie österreichischer Wald-ökosysteme. Veröff. des Österr. MaB-Programms17: 493pp.
- GRIMS, F. (1999): Die Laubmoose Österreichs. Österr. Akademie d. Wissenschaften, Wien, 418pp.
- HEPBURN, I. (2003): Working paper for consideration by the habitats & ornis committees. Monitoring, surveillance and assessing the conservation status of habitats and species of Community interest: 1. General principles. Habitat committee 03/01.
- KOOP, H. (1982): Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und kleinstandörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung. In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.), Struktur und Dynamik von Wäldern. Ber. Int. Symp. Int. Verein Vegetationskunde. Cramer, Vaduz; 235-274.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- MUCINA, L.; GRABHERR, G.; ELLMAUER, T. & WALLNÖFER, S. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- PETUTSCHNIG, W. (1998): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Kärntens. Carinthia II 188/108: 201-218.
- PIHL, S.; EJRNAES, R.; SOGAARD, B.; AUDE, E.; NIELSEN, K.E.; DAHL, K. & LAURSEN, J.S. (2001): Habitats and species covered by the EEC Habitats Directive. A preliminary assessment of distribution and conservation status in Denmark. NERI Technical Report 365.
- RAMEAU, J.-C.; CHEVALLIER, H.; BARTOLI, M. & GOURC, J. (2001): Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 1, Volume 1 & 2. Habitats forestiers. La documentation Française, 339pp.
- REPUBLIK ÖSTERREICH (1999) : Richtlinie für die Förderung forstlicher Maßnahmen aus Bundesmitteln. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 14pp.
- ROMAO, C. (1996): Interpretation Manual of European Union Habitats. Version EUR 15. Europäische Kommission, Generaldirektion XI.
- RÜCKRIEM C. & ROSCHER S. (1999): Empfehlungen zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 22: 456pp.
- SCHIELER, K. & HAUKE, E. (2001): Instruktion für die Feldarbeit - Österreichische Waldinventur 200/2002. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- SSYMANK, A.; HAUKE, U.; RÜCKRIEM, C. & SCHRÖDER E. (1998): Das europäische Schutzgebiets-system NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schriftenreihe für Landschaftspflege u. Naturschutz 53: 560pp.
- UTSCHICK, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstwiss. Centralbl. 110: 135-148.
- WITTMANN, H. & STROBL, W. (1990): Gefährdete Biotoptypen und Pflanzengesellschaften im Land Salzburg. Naturschutz-Beiträge 9: 81pp.
- ZULKA, P., EDER, E., HÖTTINGER, H. & WEIGAND, E. (2001): Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt, Monographien 135: 85pp.

FLEDERMÄUSE

Bearbeiter: Dr. Guido Reiter

4 1303 RHINOLOPHUS HIPPOSIDEROS (BECHSTEIN, 1800)

4.1 Schutzobjektsteckbrief

4.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Kleine Hufeisennase

4.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Mammalia, Chiroptera, Rhinolophidae

In Europa und den angrenzenden Regionen kommen folgende Unterarten vor (nach FELTEN et al. 1977): *Rh. h. hipposideros* (Portugal, Spanien, Frankreich, Korsika, Deutschland, Tschechien, Slowakei, Österreich, Jugoslawien, Griechenland, Rumänien, Israel), *Rh. h. midas* (NO-Anatolien, Zypern, Afghanistan), *Rh. h. minimus* (Kreta, Äthiopien), *Rh. h. ssp.* (Sizilien, Malta, W-Anatolien). Einige Unterarten sind jedoch umstritten (SCHOBER 1998).

Merkmale (nach SCHOBER 1998): kleinste der fünf europäischen Hufeisennasen (Unterarm-länge: 34,5-41 mm, Spannweite: 192-254 mm, Gewicht: 3,7-5,7 g). Typisch für die zierlich gebauten Tiere ist der kurze, abgerundete, obere Sattelfortsatz des mittleren Nasenblattes (Crista, Sella). Der untere Fortsatz ist dagegen länglich und im Profil spitz.

Das Fell ist locker und weich; während Tiere im 1. Jahr (= subadulte Individuen) ein mausgraues Fell aufweisen, ist jenes der adulten oberseits bräunlich bis rauchgrau und unterseits gelblichbraun bis grauweiß.

Im Winterschlaf und zeitweise auch während des Tagschlafes hüllen sich Kleine Hufeisennasen mehr oder weniger vollständig in ihre Flughäute ein. Die Schwanzflughaut ist dabei kopfwärts auf den Rücken umgeschlagen.

Im Ultraschall-Detektor sind die langen, konstantfrequenten Rufe (mit einem frequenzmodulierten Anfang und Ende) im Frequenzbereich von 105-112 kHz hörbar und in Österreich praktisch unverwechselbar (AHLÉN 1988). Die Rufe sind aufgrund der hohen Frequenz jedoch nur über eine geringe Entfernung hörbar.

4.1.3 Biologie

Die aktive Zeit der Tiere erstreckt sich, je nach Witterungsbedingungen von März bis Oktober, wobei sich die Tiere jedoch nicht die ganze Zeit in ihren Sommerquartieren aufhalten (SCHOBER 1998). Die Wochenstuben werden ab Mitte April bezogen und Ende September wieder verlassen.

In Abhängigkeit von den Temperaturbedingungen während der Trächtigkeit erfolgen die ersten Geburten Ende Juni bis Anfang Juli, wobei regionale Unterschiede zu beobachten sind (REITER 2002). Es wird nur ein Jungtier je Weibchen geboren, und nur ein Teil der Weibchen pflanzt sich jedes Jahr fort. Der Anteil der Jungtiere in den Wochenstuben ist generell sehr unterschiedlich (REITER 2002).

Die Jungtiere wachsen rasch heran, schon nach ca. 3 Wochen werden die ersten Flugversuche im Quartier unternommen. Nach 4-6 Wochen ist die Zeit des Säugens abgeschlossen, und die Jungtiere jagen weitgehend selbstständig (SCHOBER 1998). Anschließend an die Jungenaufzucht folgt die Paarungszeit, welche von Herbst bis zum Beginn des Winterschlafes dauert (vereinzelte Paarungen sind auch während des Winters möglich), die begatteten Weibchen speichern die Spermien danach bis zum nächsten Frühjahr. Die Befruchtung erfolgt erst nach dem Aufwachen aus dem Winterschlaf. Die Tragzeit beträgt ca. 2½ Monate. Kleine Hufeisen-

nasen können vereinzelt bereits schon im ersten Jahr geschlechtsreif werden, zumeist jedoch erst im Zweiten.

Kleine Hufeisennase jagen in langsamem, wendigem Flug in dichter Vegetation. Ihre Nahrung besteht vorwiegend aus Diptera, Lepidoptera und in geringerem Maße Neuroptera (BECK et al. 1989), welche im Flug erbeutet und verzehrt werden. Die mittels radiotelemetrische Methoden ermittelten Jagdradien von Kleinen Hufeisennasen in Wales (BONTADINA et al. 2002) und der Schweiz (BONTADINA, pers. Mitt.) betragen während 50% der Beobachtungszeit ca. 0,5 km im Umkreis um die Wochenstuben (= Kernjagdgebiet), während nahezu die gesamte Jagdaktivität im Umkreis von ca. 2,5 km registriert wurde.

Die Kleine Hufeisennase gilt allgemein als ortstreu Art (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998), Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartier betragen zumeist zwischen 5-20 km. Es sind jedoch auch Wanderungen über 50 km nachgewiesen (KEPKA 1960).

4.1.4 Autökologie

Die Kleine Hufeisennase ist eine wärmeliebende Art mit einer Hauptverbreitung im mediterranen Bereich. Sie ist jedoch nicht so kälteempfindlich wie die anderen europäischen Hufeisennasen-Arten (SCHOBER 1998).

Während Wochenstuben Kleiner Hufeisennase im Mittelmeerraum auch in Höhlen vorkommen (SCHOBER 1998), sind solche aus Österreich nicht bekannt. Vielmehr befinden sich diese in Dachböden von Kirchen, Kapellen, Schlössern, Burgen, Pfarrhöfen, Schulen und Privatgebäuden. Eine Untersuchung zur Quartierselektion Kleiner Hufeisennasen für Wochenstuben im Bundesland Salzburg ergab eine Präferenz von gut strukturierten Dachböden. Diese können auch hell sein und weisen häufig große Ein- und Ausflugsöffnungen mit jeweils freier Durchflugmöglichkeit auf (REITER 2002, STUTZ & GÜTTINGER 1995). Weitere von dieser Art für ihre Wochenstuben genutzten Quartiertypen sind Hohlkastenbrücken oder Heizungskeller von Gebäuden.

Als wichtiger Faktor für die Qualität von Quartieren ist auch deren Anbindung an die Jagdgebiete in Form von Hecken, Baumreihen oder anderen strukturgebenden Elementen festzuhalten (REITER 2002, REITER in press). Eine gute Anbindung ermöglicht einen früheren Ausflug aus den Quartieren und dadurch eine bessere Nutzung des Insektenangebotes, welches mit zunehmender Dunkelheit rasch abnimmt.

Als Winterquartiere werden hingegen Höhlen (inkl. Lebensraumtyp 8310 – Nicht touristisch erschlossene Höhlen) und Stollen aber auch Keller genutzt, wobei die Tiere bei einer Temperatur von ca. 6-10°C und einer hohen Luftfeuchte ihren Winterschlaf halten (SCHOBER 1998).

Wie die Ergebnisse radiotelemetrischer Untersuchungen zur Jagdhabitat-Nutzung dieser Art zeigen, stellen vor allem Wälder verschiedenster Ausprägung die wichtigsten Jagdhabitate in Mitteleuropa dar (BONTADINA et al. 2002, HOLZHAIDER et al. 2002). Potenziell bedeutende Jagdhabitate unter den im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen sind: 3240 – Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Salix eleagnos*, 9110 – Hainsimsen-Buchenwald, 9130 – Waldmeister-Buchenwald, 9140 – Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius*, 9150 – Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald, 9170 – Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, 9180 – Schlucht- und Hangmischwälder, 91D0 – Moorwälder, 91E0 – Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*, 91F0 – Hartholzauwälder mit *Quercus rubor*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior*, oder *Fraxinus angustifolia*, 91G0 – Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus*, 91H0 – Pannonische Flaumeichenwälder, 91I0 – Euro-sibirische Eichen-Steppenwälder, 9260 – Kastanienwälder, 9410 – Montane bis subalpine bodensaure Fichtenwälder, 9530 – Submediterrane Kiefernwälder mit endemischen Schwarzkiefern.

Die Bedeutung von Wäldern für Kleine Hufeisennasen konnte auch von REITER (in press) für Österreich belegt werden, wobei der Großteil der untersuchten Kolonien in Kärnten und Salzburg einen Waldanteil von mehr als 15 % im Umkreis von 0,5 km und mehr als 45 % im Umkreis von 2,5 km um die Wochenstuben aufwies (REITER in press). Neben Wäldern werden aber auch Gebüsche, Hecken, Alleen, Obstgärten sowie vereinzelt sogar Wiesen und Weiden als Jagdgebiet aufgesucht.

4.1.5 Populationsökologie

Die Weibchen kleiner Hufeisennasen leben im Sommerhalbjahr in Kolonien, sogenannten Wochenstuben, in denen sie ihre Jungen gebären und aufziehen. Die Wochenstubengrößen Kleiner Hufeisennasen betragen in Österreich wenige Individuen bis ca. 200 Tiere, die Individuenzahlen in den Winterquartieren reichen ebenfalls von einzelnen Individuen bis über 500 Tiere in der Hermannshöhle (NÖ).

Während das Geschlechterverhältnis bei der Geburt ausgeglichen ist (REITER 2002), sind Angaben über das Geschlechterverhältnis subadulter und adulter Individuen methodisch bedingt nahezu unmöglich. In Winterquartieren werden immer mehr Männchen angetroffen wohingegen in den Sommerquartieren mehr Weibchen gezählt werden (SCHOBBER 1998).

Als kritischste Lebensphase wird die Zeit des Selbstständigwerdens und die erste Überwinterung angegeben, wobei rund 50% der Neugeborenen das erste Lebensjahr nicht überstehen (BEZEM et al. 1960). Die durchschnittliche Lebenserwartung wird danach mit 2-3 Jahren angegeben. Ein Höchstalter von 21 Jahren ist nachgewiesen (HARMATA 1982).

Wenngleich die Kleine Hufeisennase wie die meisten Fledermausarten ein vergleichsweise geringes Ausbreitungspotenzial aufweist sind Neubesiedlungen, beispielsweise von neu erbauten Brücken belegt. Die Populationsdynamik dieser Art wird vermutlich wesentlich durch die klimatischen Bedingungen beeinflusst (REITER 2002), wobei sowohl die Sommer- und noch mehr die Wintertemperaturen bzw. die Länge des Winters von primärer Bedeutung zu sein scheinen.

4.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Weltweit reicht das Verbreitungsareal im Westen von Irland bis nach Kaschmir im Osten und bis Nord-West Afrika, Äthiopien und in den Sudan im Süden (SCHOFIELD 1996).

Europa: Die Kleine Hufeisennase ist in West-, Mittel-, und Südeuropa weit verbreitet, zeigte aber vor allem in den nördlicheren Ländern Europas negative Populationstrends in den letzten 50 Jahren (SCHOFIELD 1996). In den EU-Mitgliedsstaaten sind Kleine Hufeisennasen in folgenden Ländern anzutreffen: Belgien, Deutschland, England, Frankreich, Griechenland, Irland, Italien, Luxemburg, Österreich, Portugal und Spanien.

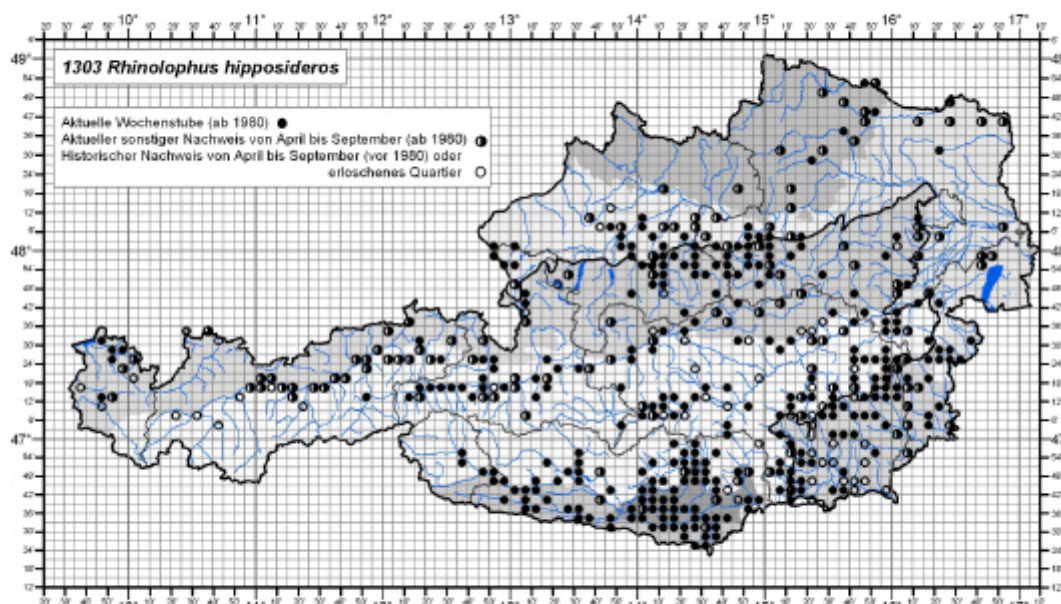
Österreich: Kleine Hufeisennasen sind in Österreich aus allen Bundesländern nachgewiesen, wobei jedoch Unterschiede in deren Vorkommen und Populationsentwicklung vorliegen (REITER 2002).

Hinsichtlich der Sommergebietverbreitung beherbergen die süd- und südöstlichen Bundesländer Kärnten und Steiermark zahlreiche Wochenstubenkolonien und sind als Verbreitungsschwerpunkt für diese Art festzuhalten. In den Zentralalpen, Nord- und Ostösterreich sind sowohl eine geringere Anzahl an Wochenstuben, als auch größere Gebiete ohne Quartiere zu verzeichnen. Vor allem in Nordtirol und, etwas weniger stark ausgeprägt, in Vorarlberg ist eine erhebliche Anzahl erloschener Quartiere - oftmals ehemalige Wochenstuben - bekannt. Im nördlichen Oberösterreich und in weiten Teilen Niederösterreichs war ebenfalls nur eine sehr geringe Anzahl an Quartieren feststellbar, wobei jedoch nur wenige Hinweise auf erloschene Kolonien publiziert wurden (REITER 2002).

Die Winterverbreitung der Kleinen Hufeisennase ist hingegen deutlich schlechter bekannt. So sind bei SPITZENBERGER & BAUER (2001a) im Vergleich zu Sommernachweisen nur rund halb so viele Individuen im Winter erfasst worden. Seriöse Aussagen über Verbreitungsschwerpunkte hinsichtlich der Winterverbreitung sind daher nur unter Berücksichtigung dieser Tatsache zulässig. Winterquartiere mit höheren Individuenzahlen finden sich in der Hermannshöhle, Kirchberg/Wechsel, im Mittelsteirischen Karst sowie in den Karawanken.

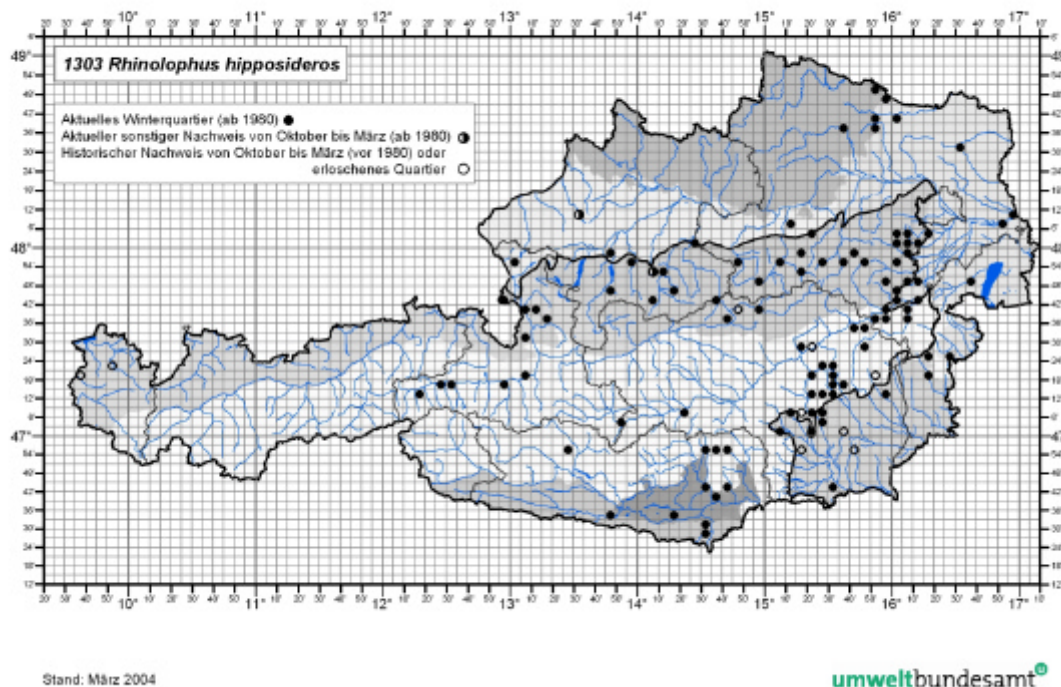
Der Schwerpunkt der Höhenverbreitung lag für österreichische Wochenstuben zwischen 400 bis 700 msm mit einem Median bei 578 msm und einer Obergrenze bei rund 1150 msm. Ähnliche Werte konnten auch für die anderen Sommerquartiertypen festgestellt werden (REITER 2002). Winterquartiere wurden bis in eine Höhe 1800 msm nachgewiesen SPITZENBERGER & BAUER (2001a).

Die Anzahl adulter und subadulter Tiere in den Wochenstuben, unter Einbeziehung der in den letzten Jahren allein in den westlichen Bundesländern neu entdeckten Kolonien, beträgt wohl an die 10 000 Individuen (vgl. REITER 2001).



Stand: März 2004

umweltbundesamt



4.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: vulnerable

Österreich: gefährdet (BAUER & SPITZENBERGER 1994)

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Anhang II der Berner Konvention und Anhang II der Bonner Konvention.

Entwicklungstendenzen: Wenngleich Österreich, verglichen mit anderen mitteleuropäischen Ländern von den zum Teil dramatischen Bestandseinbrüchen weniger stark betroffen war, mussten dennoch Rückgänge in den 1960er und 1970er Jahren festgehalten werden (SPITZENBERGER 1997). In den Bundesländern Kärnten und Salzburg konnte jedoch in den letzten 5 Jahren Dank eines umfassenden Monitoring-Programms eine Zunahme in den untersuchten Wochenstuben registriert werden. Die Zunahme in den Wochenstuben ist dabei nahezu identisch mit jener in Winterquartieren (vgl. SPITZENBERGER 1997) und entspricht wohl einem generellen Populationstrend.

Gefährdungsursachen: Die von BONTADINA et al. (2001) genannten Ursachen für die Bestandsrückgänge Kleiner Hufeisennasen in der Schweiz können analog auch für Österreich in Betracht gezogen werden, wenngleich nationale und regionale Unterschiede in deren Bedeutung sowie ein Zusammenwirken folgender Faktoren anzunehmen ist (vgl. BONTADINA et al. 2001): Einsatz von Pestiziden (Insektizide, Holzschutzmittel), Landschaftsveränderung, Quartierverlust und -verschlechterung, Klimaveränderungen, Nahrungsmangel, Prädation (inklusive direkte menschliche Verfolgung), genetische Faktoren (Inzuchtdepression), Krankheiten, interspezifische Konkurrenz mit anderen Fledermausarten.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Effizienten Artenschutzmaßnahmen muss eine Kausalanalyse für allfällige Bestandsrückgänge auf regionaler Ebene vorausgehen. Nachfolgende Maßnahmen müssen zumindest die drei Hauptlebensräume Wo-

chenstuben- und Winterquartiere sowie Jagdhabitate langfristig sicherstellen. Als sehr wirkungsvoll haben sich beispielsweise in England, Deutschland oder der Schweiz Artenschutzprojekte unter Einbeziehung ehrenamtlicher Mitarbeiter herausgestellt. Adäquate Projekte sind in den Bundesländern Kärnten, Salzburg, Tirol und Vorarlberg bereits erfolgreich angelaufen.

4.1.8 Verantwortung

Aufgrund der insgesamt weiten Verbreitung mit zahlreichen Wochenstuben, vor allem im europäischen Vergleich, kommt Österreich eine auch international bedeutende Stellung für den Erhalt dieser Art zu. Nicht zuletzt betrifft dies auch eine mögliche Wiederausbreitung in derzeit nur dünn oder nicht mehr besiedelte Gebiete etwa in Deutschland.

4.1.9 Kartierung

Die Erfassung und das Monitoring von Kleinen Hufeisennasen erfolgt durch Kontrolle von Wochenstuben- und Winterquartieren. Wobei potenzielle Wochenstubenquartiere durch eine systematische Kartierung von Kirchen, größeren Kapellen, Schlössern und Burgen sowie sonstigen Gebäuden mit großen, nicht oder kaum begangenen Dachböden (z.B. Pfarrhöfen, Schulen, etc.) auf Vorkommen von Kleinen Hufeisennasen kontrolliert werden. Mittels Kontrolle von Höhlen und Stollen während der Wintermonate (Jänner, Februar) kann eine Bestandserfassung bzw. –kontrolle über Winterquartiere erfolgen.

Um möglichst reelle Zahlen bei den Wochenstubenkontrollen zu erhalten, sollten, sofern die äußeren Gegebenheiten dies zulassen, Ausflugszählungen gegenüber Dachbodenzählungen vorrangig verwendet werden. Diese Methode, bei welcher die Tiere beim abendlichen Ausflug erfasst werden, ergibt in den allermeisten Fällen deutlich höhere Individuenzahlen gegenüber den Dachbodenzählungen (Daten der Artenschutzprojekte Fledermäuse in Kärnten und Salzburg), ist für die Tiere weniger störend als Dachbodenzählungen und bedarf zudem auch keiner naturschutzrechtlichen Genehmigung.

Zur Erhebung und Beurteilung potenzieller Jagdgebiete eignet sich die von REITER (in press) verwendete einfache Methode der Quantifizierung des Waldanteils im Umkreis von 0,5 und 2,5 km um bekannte Wochenstubenquartiere. Eine weiterführende Unterteilung in unterschiedliche Waldtypen kann zudem sinnvoll sein, wobei jedoch nicht der Waldtyp als solcher die Qualität der Jagdgebiete definiert sondern viel mehr das entsprechende Insektenangebot. Zudem ist die Anbindung der Quartiere an die Jagdgebiete in Form von Hecken, Baumreihen oder ähnlichen Strukturen zu erfassen und zu quantifizieren.

4.1.10 Wissenslücken

Der Erfassungsgrad hinsichtlich der Sommer- und Winterverbreitung Kleiner Hufeisennasen in Österreich kann im Vergleich zu anderen Fledermausarten als zufriedenstellend eingestuft werden. Dennoch zeigen die in den Bundesländern Kärnten und Salzburg initiierten Artenschutzprojekte, dass durch eine intensive und aktive Schutzstrategie jährlich neue Quartiere dieser Art v.a. in Privatgebäuden bekannt werden und so eine substanzielle Unterschätzung des Bestandes bei alleiniger Erfassung von Kirchen, Burgen und Schlössern zu erwarten ist.

Die Biologie, Ökologie und Naturschutzbiologie dieser Art in Österreich wurde im Rahmen von Dissertationen bearbeitet (BASCHNEGGER 1986, REITER 2002). Ein umfangreiches Forschungsprogramm zur Erforschung und zum Schutz der Kleinen Hufeisennase wird in der Schweiz derzeit abgeschlossen (Informationen unter: www.Rhinolophus.net).

Weitere Forschungsschwerpunkte mit Artenschutzrelevanz sollten Untersuchungen zur Populationsdynamik und –struktur, dem Ausbreitungspotenzial und zur Jagdgebietenutzung bzw. Nahrungsökologie beinhalten.

4.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- AHLÉN, I. (1988): Sonar used by flying Lesser horseshoe bats, *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800) (Rhinolophidae, Chiroptera), in hunting habitats. Z. Säugetierkunde 53: 65-68.
- ANON. (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities. 35(L 206): 7pp.
- BECK, A.; STUTZ, H.-P. & ZISWILER, V. (1989): Das Beutespektrum der Kleinen Hufeisennase *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein 1800) (Mammalia, Chiroptera). Rev. suisse zool. 96: 643-650.
- BEZEM, J.J.; SLUITER, J.W. & HEERDT, P.F. v. (1960): Population statistics of five species of the bat genus *Myotis* and one of the genus *Rhinolophus*, hibernating in the caves of S.-Limburg. Arch. Neerl. de Zool. 13: 511-539.
- BONTADINA, F.; ARLETTAZ, R.; FANKHAUSER, T.; LUTZ, M.; MÜHLETHALER, E.; THEILER, A. & ZINGG, P.E. (2001): The lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* in Switzerland: present status and research recommendations. Le Rhinolophe 14: 69-83.
- BONTADINA, F.; SCHOFIELD, H.W. & NAEF-DAENZER, B. (2002): Radio-tracking reveals that lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*) forage in woodland. Journal o. Zool. (Lond.) 258: 281-290.
- FELTEN, H.; SPITZENBERGER, F. & STORCH, G. (1977): Zur Kleinsäugerfauna West-Anatoliens. Teil IIIa. Senckenbergiana biol. 58: 1-44.
- GAISLER, J. (1962): Postnatale Entwicklung der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros* Bechst.). Symp. Theriol., Brno, Praha: 118-125.
- GAISLER, J. (1963a): The ecology of lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros hipposideros* Bechstein 1800) in Czechoslovakia, part I. Act. Soc. Zool. Bohem. 27: 211-233.
- GAISLER, J. (1963b): The ecology of lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros hipposideros* Bechstein 1800) in Czechoslovakia II. Ecological demands, problem of synanthropy. Act. Soc. Zool. Bohem. 27: 322-327.
- GAISLER, J. (1966): Reproduction in the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros hipposideros* Bechstein 1800). Bijdr. Dierk. 36: 45-64.
- HARMATA, W. (1982): Wiederfund einer Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) nach 21 Jahren. Myotis 20: 74.
- HOLZHAIDER, J.; KRINER, E.; RUDOLPH, B.-U. & ZAHN, A. (2002): Radio-tracking a lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) in Bavaria: an experiment to locate roosts and foraging sites. Myotis 40: 47-54.
- IUCN (2002): 2002 IUCN Red List of Threatened Species. <www.redlist.org>. Downloaded on 14 August 2002.
- ISSEL, W. (1950): Ökologische Untersuchungen an der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros* (Bechstein) im mittleren Rheintal und Altmühltal. Zool. Jb. Sys. 79: 71-86.
- MCANEY, C.M. & FAIRLEY, J.S. (1988): Activity patterns of the lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* at summer roosts. J. o. Zoology, London 216: 325-338.
- MCANEY, C.M. & FAIRLEY, J.S. (1989a): Observations at summer roosts of the lesser horseshoe bat in Co Clare. Irish Nat. J. 23: 1-6.
- MCANEY, C.M. & FAIRLEY, J.S. (1989b): Analysis of the diet of the lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* in the West of Ireland. J. o. Zoology, London 217: 491-498.
- REITER, G. (2002): Ökologie, Öko-Ethologie und Naturschutzbiologie der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros* Bechstein 1800) in Österreich. Unpubl. Dissertation Universität Salzburg. 153 pp.

- REITER, G. (2004): Post-natal growth and reproductive biology of *Rhinolophus hipposideros* (Chiroptera: Rhinolophidae). *J. Zoology*, London 262: 1-11
- REITER, G. (in press): The importance of woodland for lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*) in Austria. *Mammalia*.
- ROER, H. (1972): Zur Bestandesentwicklung der Kleinen Hufeisennase (Chiroptera, Mammalia) im westlichen Mitteleuropa. *Bonn. Zool. Beitr.* 23: 325-337.
- ROER, H. (1984): Zur Bestandesentwicklung von *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774) und *Rhinolophus hipposideros* (BECHSTEIN, 1800) (Chiroptera) im westlichen Mitteleuropa. *Myotis* 21-22: 122-131.
- ROER, H. & SCHOBER, W. (2001): *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800) – Kleine Hufeisennase. In: Krapp F. (Edit.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Aula Verlag. 39-58.
- SCHOBER, W. (1998): Die Hufeisennasen Europas. Die Neue Brehm Bücherei, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben. Bd. 647. 163 pp.
- SCHOBER, W. & GRIMMBERGER, E. (1998): Die Fledermäuse Europas – Kennen, Bestimmen, Schützen. Frankh-Kosmos, Stuttgart. 2. Auflage. 265 pp.
- SCHOFIELD, H.W. (1996): The ecology and conservation biology of *Rhinolophus hipposideros*, the lesser horseshoe bat. Unpubl. Dissertation, Universität Aberdeen. 198 pp.
- SCHOFIELD, H.W. (1999): *Rhinolophus hipposideros* (BECHSTEIN, 1800). In: MITCHELL-JONES, A.J.; AMORI, G.; BOGDANOWICZ, W.; KRYSZTOFEK, B.; REIJNDERS, P.H.J.; SPITZENBERGER, F.; STUBBE, M.; THISSEN, J.B.M.; VOHRALIK, V. & ZIMA, J. (Edit.): *Atlas of European Mammals*. Academic Press, London: 96-97.
- SPITZENBERGER, F. (2002): Wissenschaftliche Grundlagen für die Auswahl von Schutzgebieten für FFH-Fledermausarten in Österreich. *Natur und Landschaft* 77: 81-85.
- STUTZ, H.-P.B. & R. GÜTTINGER (1995): *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800). In: HAUSSER, J. (Edit.): *Säugetiere der Schweiz*. Birkhäuser Verlag, Basel, Bosten, Berlin: 77-83.
- Mit speziellem Österreichbezug:**
- ABEL, G. (1960): 24 Jahre Beringung von Fledermäusen im Lande Salzburg. *Bonner Zool. Beiträge* 11 (Sonderheft): 25-32.
- ABEL, G. (1976): Vorkommen und Verbreitung der Chiropteren des Landes Salzburg/Österreich. *Myotis* 14: 15-24.
- AMON, H.; BAAR, A.; ENGL, K. & PÖLZ, W. (1993): Fledermauskundliche Kartierung des mittleren Burgenlandes. In: LEITNER, J. & VOGEL, W.: *Fledermäuse als Bioindikatoren*. Umweltbundesamt Reports. 92 pp.
- BAAR, A.; MAYER, A. & WIRTH, J. (1986): 150 Jahre Fledermausforschung in der Hermannshöhle. *Ann. Naturhist. Mus.* 88/89: 223-243.
- BASCHNEGGER, H. (1986): Die Fledermäuse Vorarlbergs unter spezieller Berücksichtigung des Brengenerwaldes und der Arten *Plecotus auritus* und *Rhinolophus hipposideros*. Unpubl. Dissertation Universität Wien. 105 pp.
- BAUER, K.; BAAR, A.; ENGL, K.; MAYER, A. & PÖLZ, W. (1986): Die Fledermäuse des Nationalparks Hohe Tauern. Eine vorläufige Übersicht. Unpubl. Gutachten im Auftrag des Nationalparks Hohe Tauern. 13 pp.
- BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Listen der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). In: GEPP J. (Edit.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe des BUJF Band 2: 35-39.
- FREITAG, B. (1994): Gebäudebewohnende Fledermäuse in der Obersteiermark – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 124: 247-269.

- FREITAG, B. (1996): Gebäudebewohnende Fledermäuse in den steirischen Bezirken Hartberg, Weiz, Graz-Umgebung und der Stadt Graz – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 126: 207-223.
- FREITAG, B. & FREITAG, P. (1996): Überwinternde Fledermäuse in Höhlen und Stollen der Landeshauptstadt Graz (Steiermark, Österreich) und ihrer nächsten Umgebung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 125: 225-234.
- FREITAG, B. & FRIEDRICH, C. (1996): Hohlkastenbrücken von Autobahnen und Schnellstraßen der Steiermark (Austria) als Fledermausquartiere (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 126: 223-226.
- HÜTTMEIR, U. & REITER, G. (1999): Vorkommen und Gefährdung gebäudebewohnender Fledermäuse (Chiroptera: Rhinolophidae, Vespertilionidae) im Salzburger Anteil des Nationalparks Hohe Tauern und in den Nationalparkgemeinden des Pinzgaues. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern 5: 161-184.
- HÜTTMEIR, U.; REITER, G. & JERABEK, M. (2002): Artenschutzprojekt Fledermäuse Kärnten-Salzburg-Tirol – Tätigkeitsbericht Kärnten 2002. Unpubl. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 20, Uabt. Naturschutz. 2-36.
- JERABEK, M.; REITER, G. & HÜTTMEIR, U. (2002): Artenschutzprojekt Fledermäuse Kärnten-Salzburg-Tirol – Tätigkeitsbericht Salzburg 2002. Unpubl. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Amt der Salzburger Landesregierung Abt. 13 Naturschutz. 37-78.
- KEPKA, O. (1960): Die Ergebnisse der Fledermausberingung in der Steiermark vom Jahre 1949-1960. Bonn. Zool. Beitr. 11 (Sonderheft): 54-76.
- KEPKA, O. (1961): Über die Verbreitung einiger Fledermäuse in der Steiermark. Mitt. naturw. Verein Steiermark: 58-76.
- KEPKA, O. (1981): Fledermäuse der Steiermark. Myotis 18-19: 168-179.
- KUTZENBERGER, H.; BAAR, A. & PÖLZ, W. (2000): Leitfaden zum Schutz der Fledermäuse in der Großstadt Wien. Amt der Wiener Landesregierung, MA22-Umweltschutz, 1082 Wien. 41 pp.
- MOCHE, W. & POLT, H. (1999): Fledermauskundliche Kontrollfahrt in den Mittelsteirischen Karst. Mitt. Landesver. f. Höhlenkunde i. d. Stmk. 28: 7-12.
- MRKOS, H. & TRIMMEL, H. (1951): Das Zahlenverhältnis Männchen:Weibchen bei Mausohr und Hufeisennase. Die Höhle 2: 22-25.
- MRKOS, H. (1962): Fledermausbeobachtungen in der Hermannshöhle bei Kirchberg am Wechsel, Niederösterreich. Bonn. Zool. Beitr. 13: 274-283.
- REITER, G. (2001): Bestandssituation der Kleinen Hufeisennase in Österreich. Fledermaus-Anzeiger 67: 6-7.
- SPITZENBERGER, F. (1990): Die Fledermäuse Wiens. Jugend & Volk Edition, Wien.
- SPITZENBERGER, F. (1993): Angaben zu Sommerverbreitung, Bestandsgrößen und Siedlungsdichten einiger gebäudebewohnender Fledermausarten Kärntens. Myotis 31: 69-109.
- SPITZENBERGER, F. (1995): Die Säugetiere Kärntens. Teil I. Carinthia II 185./105: 247-352
- SPITZENBERGER, F. (1997): Verbreitung und Bestandsentwicklung der Kleinen Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) in Österreich. In: ARBEITSKREIS FLEDERMÄUSE SACHSEN-ANHALT (Edit.): Zur Situation der Hufeisennasen in Europa, Tagungsband des Workshops in Nebra, 1995: 135-141.
- SPITZENBERGER, F. (2000): Ein Beitrag zur Kenntnis der Fledermausfauna (Chiroptera) Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau 8: 9-24.

- SPITZENBERGER, F. & A. MAYER (1988): Aktueller Stand der Kenntnis der Fledermausfauna Osttirols und Kärntens; zugleich *Mammalia austriaca* 14 (*Myotis capaccinii* BONAPARTE, 1837, *Pipistrellus Pipistrellus kuhlii* KUHL, 1819, und *Pipistrellus savii*, BONAPARTE, 1837). Ann. Naturhist. Mus. Wien. 90: 69-91.
- SPITZENBERGER, F. & SACKL, P. (1993): Ein Beitrag zur Kenntnis der gebäudebewohnenden Fledermäuse des Bezirkes Deutschlandsberg (Weststeiermark, Österreich) (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Abt. Zool., Landesmuseum Joanneum 47: 27-38.
- SPITZENBERGER, F. & BAUER, K. (2001a): Kleine Hufeisennase *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800). In SPITZENBERGER, F. (Ed): Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Bd. 13: 170-178.
- VORAUER, A. (2001): Artenschutzprojekt Fledermäuse – Tirol 2001. Unpubl. Tätigkeitsbericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung Abt. Naturschutz und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 19 pp.
- VORAUER, A. & WALDER, C. (1996): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen - Endbericht der Erhebungen im Untersuchungszeitraum 1995/96 im Tiroler Oberland und Außerfern - Ergebnisteil (mit Berücksichtigung aller Tiroler Fledermausdaten). Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 98 pp.
- VORAUER, A. & WALDER, C. (1999): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen. Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 57 pp.

Wichtige Österreichische Datenquellen:

- ❖ Fledermaus-Datenbank der Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich (Wilhering)
- ❖ Fledermauskundliche Arbeitsgemeinschaft (Wien)
- ❖ Naturhistorisches Museum (Wien)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich und im Ausland:

- ❖ Dr. G. REITER, Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich, Wilhering
- ❖ Dr. F. SPITZENBERGER, Naturhistorisches Museum Wien
- ❖ Dr. Fabio BONTADINA, Universität Bern

4.2 Indikatoren und Schwellenwerte

4.2.1 Indikatoren für die Population

Population ¹	A	B	C
Wochenstuben	Populationszunahme im Wochenstubenquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> > 30 Ind.	Stabile Population im Wochenstubenquartier ($\pm 10\%$ in 6 Jahren) <u>oder</u> 30 bis 10 Ind.	Populationsabnahme im Wochenstubenquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> < 10 Ind.
Winterquartiere	Populationszunahme im Winterquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> > 15 Ind.	Stabile Population ($\pm 10\%$ in 6 Jahren) <u>oder</u> 15 bis 3 Ind.	Populationsabnahme im Winterquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> < 3 Ind.
Habitatqualität	A	B	C
Jagdhabitat	Bewaldungsgrad mehr als 50 % im Umkreis von 2,5 km um Wochenstubenquartiere (vgl. REITER 2002)	Bewaldungsgrad von 50 bis 30 % im Umkreis von 2,5 km um Wochenstubenquartiere (vgl. REITER 2002)	Bewaldungsgrad weniger als 30 % im Umkreis von 2,5 km um Wochenstubenquartiere (vgl. REITER 2002)
Störungspotenzial der Wochenstubenquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar: 1) keine Umbauten im Quartierbereich geplant <u>und</u> sehr selten Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.) <u>und</u> regelmäßige Betreuung durch Fledermausexperten oder geschulte Quartierbetreuer	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) keine Umbauten im Quartierbereich geplant <u>und</u> selten Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.) <u>und</u> keine regelmäßige Betreuung durch Fledermausexperten oder geschulte Quartierbetreuer <u>oder</u> 2) geplanter Umbau im Quartierbereich <u>und</u> Betreuung durch Fledermausexperten	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geplanter Umbau im Quartierbereich <u>und</u> keine Betreuung durch Fledermausexperten <u>oder</u> 2) drohender Abriss des Gebäudes <u>oder</u> 3) häufige Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.)
Störungspotenzial der Winterquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geringer Befahrungsdruk (z.B. Unrat	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) Verschluss der Öffnungen

¹.Die Beurteilung der Population (Wochenstuben und Winterquartiere) soll wenn möglich in Form von Populationstrends erfolgen; Individuenzahlen sind Indikatoren mit geringerer Aussagekraft, welche jedoch bei Erstaufnahmen bzw. fehlenden Daten zu Populationstrends zur Anwendung kommen können. Populationstrends werden durch standardisierte jährliche Zählungen ermittelt.

		frequent vorhanden)	<u>oder</u> 2) touristische Nutzung erkennbar (Russ an den Hangplätzen bzw. Lagerfeuerreste, etc.) <u>oder</u> 3) Veränderungen des Mikroklimas
--	--	---------------------	--

4.2.2 Indikatoren für das Gebiet

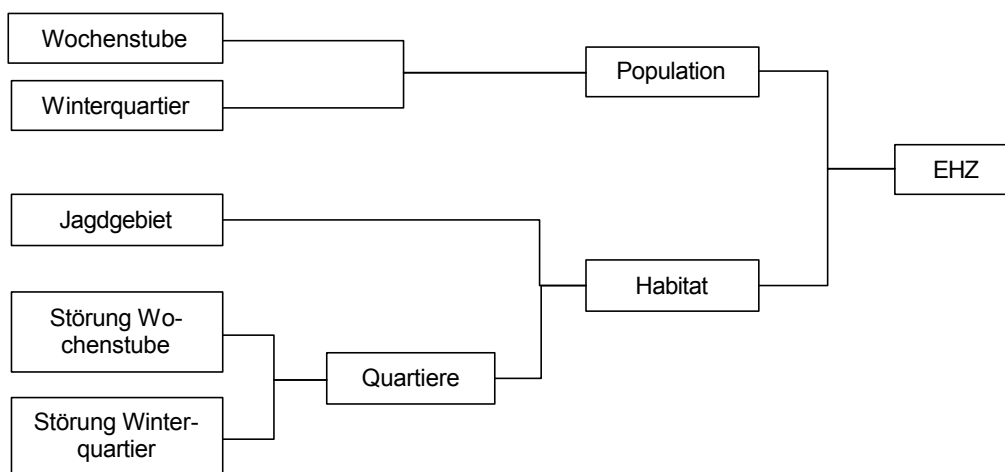
Population ²	A	B	C
Populationstrend in den Wochenstubenquartieren	Populationszunahme in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben > 30 Ind.	Stabile Population in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (\pm 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben 30 bis 10 Ind.	Populationsabnahme in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben < 10 Ind.
Anzahl Wochenstuben	1) Anzahl der Wochenstubenquartiere zunehmend (nur reelle Neubesiedlungen und nicht offiziell neu entdeckte bestehende, jedoch bislang unbekannte Quartiere) <u>oder</u> 2) Anzahl der Wochenstubenquartiere nach vorangegangener Zunahme nunmehr konstant	Anzahl der Wochenstubenquartiere konstant	Anzahl der Wochenstubenquartiere abnehmend
Populationstrend in den Winterquartieren	Populationszunahme in den Winterquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren > 15 Ind.	Stabile Population in den Winterquartieren des Gebietes (\pm 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren 15 bis 3 Ind.	Populationsabnahme in den Winterquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren < 3 Ind.

² Die Beurteilung der Sommer- und Winterpopulation soll wenn möglich in Form von Populationstrends erfolgen; Durchschnittliche Individuenzahlen sind Indikatoren mit geringerer Aussagekraft, welche jedoch bei Erstaufnahmen bzw. fehlenden Daten zu Populationstrends zur Anwendung kommen können. Populationstrends werden durch standardisierte jährliche Zählungen ermittelt.

Anzahl Winterquartiere	1) Anzahl der Winterquartiere zunehmend (nur reelle Neubesiedlungen und nicht neu entdeckte bestehende, jedoch bislang unbekannter Quartiere) oder 2) Anzahl der Winterquartiere nach vorangegangener Zunahme nunmehr konstant	Anzahl der Winterquartiere konstant	Anzahl der Winterquartiere abnehmend
Habitatqualität	A	B	C
Jagdgebiet	Durchschnittlicher Bewaldungsgrad im Umkreis von 2,5 km um Wochenstuben mehr als 50 %	Durchschnittlicher Bewaldungsgrad im Umkreis von 2,5 km um Wochenstuben 50 bis 30 %	Durchschnittlicher Bewaldungsgrad im Umkreis von 2,5 km um Wochenstuben weniger als 30 %
Störungspotenzial der Quartiere	> 75 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Quartiere wurden mit A oder B bewertet	> mehr als 50 % der Quartiere wurden mit C bewertet

4.3 Bewertungsanleitung

4.3.1 Bewertungsanleitung für die Population



Population

	Wochenstuben			
Winterquartiere		A	B	C
	A	A	B	B
	B	B	B	B
	C	B	B	C

Quartiere

	Störung der Wochenstuben			
S t		A	B	C

	A	A	A	B
	B	A	B	C
	C	B	C	C

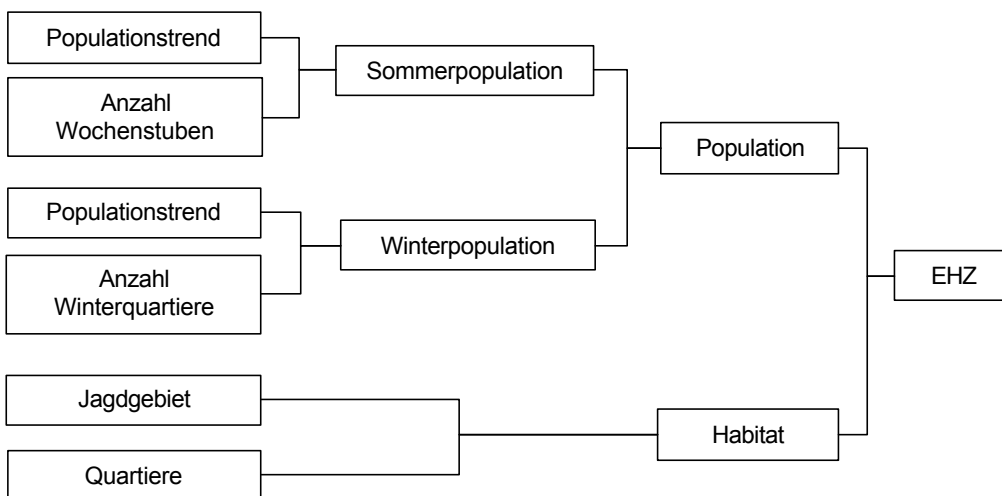
Habitatqualität

	Jagdgebiet			
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

	Population			
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

4.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet



Sommerpopulation

	Populationstrend			
Anzahl Wochen- stuben		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Winterpopulation

	Populationstrend			
Anzahl Winter- quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Population

	Sommerpopulation			
Winterpopulation		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Habitatqualität

	Jagdgebiet			
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

	Population			
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

5 1304 RHINOLOPHUS FERRUMEQUINUM (SCHREBER, 1774)

5.1 Schutzobjektsteckbrief

5.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Große Hufeisennase

5.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Mammalia, Chiroptera, Rhinolophidae

Neben der Nominatform *Rh. f. ferrumequinum* aus Mittel- und Südeuropa wurden bis zu vier Unterarten für Europa beschrieben (SCHOBER 1998): für Griechenland und Sizilien die Unterart *Rh. f. martinoi* und für Kreta *Rh. f. creticus*. Die für SW-Europa genannte Unterart *Rh. f. obscurus* ist umstritten (SCHOBER 1998). Östlich des Himalayas kommt die Unterart *Rh. f. nippon* vor (RANSOME & HUTSON 2000).

Merkmale (nach SCHOBER 1998): größte der europäischen Hufeisennasen (Unterarmlänge: 51-61 mm, Spannweite: 350-400 mm, Gewicht: 17-30 g). Von den namensgebenden Hautbildungen im Nasenbereich ist der obere Fortsatz des Sattels im Profil kurz und abgerundet, der untere dagegen länglich und spitz.

Das Fell ist weich, dicht und relativ langhaarig; während Jungtiere ein aschgraues Fell aufweisen, ist jenes der Adulten oberseits graubraun bis gelbbraun mit einer mehr oder starken rötlichen Tönung, die Unterseite ist heller (grauweiß, gelblichweiß bis hellbraun).

Im Winterschlaf und zeitweise auch während des Tagschlafes hüllen sich Große Hufeisennasen mehr oder weniger vollständig in ihre Flughäute ein. Die Schwanzflughaut ist dabei kopfwärts auf den Rücken umgeschlagen.

Im Ultraschalldetektor sind die langen, konstantfrequenten Rufe (mit einem frequenzmodulierten Anfang und Ende) im Frequenzbereich von 80-83 kHz hörbar und in Österreich praktisch unverwechselbar (AHLÉN 1990). Die Rufe sind aufgrund der hohen Frequenz jedoch nur über eine geringe Entfernung hörbar.

5.1.3 Biologie

Große Hufeisennasen beziehen ihre Wochenstuben Anfang April, wobei jedoch nicht alle Tiere gleichzeitig eintreffen, und verlassen diese Ende August bis Mitte September wieder (SCHOBER 1998). Die Winterschlafperiode reicht in Mitteleuropa, je nach Witterung und Nahrungsangebot im Herbst, von September/Oktober bis März/April (SCHOBER 1998).

Sowohl die Tragzeit als auch der Zeitpunkt der Geburten ist stark von den Temperaturbedingungen abhängig. Als mittlerer Geburtstermin wurde in England Mitte Juli ermittelt (RANSOME & MCOWAT 1994). Es wird nur ein Jungtier je Weibchen geboren, Zwillingsgeburten wurden bislang keine beobachtet (SCHOBER 1998). Die Jungtiere wachsen rasch heran, öffnen nach 7 Tagen die Augen und bereits nach 14 Tagen werden die ersten Flugversuche im Quartier unternommen. Obwohl die Jungen nach 25-30 Tagen mit den Müttern ausfliegen und versuchen Beutetiere zu fangen, werden sie von der Mutter noch bis zur 6./7. Woche gestillt.

Anschließend an die Jungenaufzucht folgt die Paarungszeit, wobei die Männchen Paarungsquartiere in Gebäuden, Kellern und auch in Höhlen beziehen. Die Hauptbegattungszeit dauert von September bis November. Kopulationen können aber auch noch im Winterquartier und nach Erwachen aus dem Winterschlaf erfolgen. Die begatteten Weibchen speichern die Spermien danach bis zum nächsten Frühjahr. Die Befruchtung erfolgt erst nach dem Aufwachen aus

dem Winterschlaf, die Tragzeit beträgt ca. 6-8 Wochen, aber auch bis zu 75 Tage (SCHOBER 1998). Große Hufeisennasen werden in der Regel erst mit drei oder gar erst mit 4 Jahren geschlechtsreif (ARLETTAZ & LUTZ 1995).

Der Jagdausflug Großer Hufeisennasen beginnt nach Sonnenuntergang und meistens bleiben die Tiere die ganze Nacht hindurch draußen, nur Weibchen mit Jungen kehren 1-2 mal pro Nacht zurück um diese zu säugen. Bei ausreichendem Nahrungsangebot jagen Große Hufeisennasen im Umkreis von 0,5 bis 1 km um die Kolonien (BONTADINA et al. 1997). Die Entfernung kann bei geringerem Nahrungsangebot jedoch bis zu 5 km betragen. Große Hufeisennasen jagen in langsamem, wendigem Flug oder verwenden als Jagdstrategie die Ansitzjagd („perch hunting“). Dabei kontrollieren die Tiere von Wartenhangplätzen die Umgebung nach vorbeifliegenden Insekten. Ihre Nahrung besteht vorwiegend aus Coleoptera (Scarabeidae, Chrysomelidae), Lepidoptera, Diptera und Hymenoptera (BECK et al. 1997).

Die Große Hufeisennase ist ortstreu, Sommerquartiere befinden sich in der Regel in der Nähe der Winterquartiere. Wanderungen zwischen Winter- und Sommerquartieren betragen im Durchschnitt 20-30 km (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). In Ungarn sind jedoch auch Wanderungen über 300 km nachgewiesen (DOBROSI 1996).

5.1.4 Autökologie

Die Verbreitung der Großen Hufeisennase reicht in Mitteleuropa nicht ganz so weit nach Norden wie jene der Kleinen Hufeisennase. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt in den Mittelmeerlandern und der Balkanregion (SCHOBER 1998).

Als ursprünglicher Höhlenbewohner in Karstgebieten zeigt sie in ihrem nördlichen Verbreitungsgebiet eine starke Synanthropie (SCHOBER 1998). Wochenstuben sind in Österreich derzeit nur aus Dachböden von Kirchen und Schlössern bekannt (SPITZENBERGER & BAUER 2001 b), während in den Nachbarländern auch andere Gebäude und Scheunen als Wochenstubenquartiere genutzt werden (SCHOBER 1998).

Als Winterquartiere werden hingegen Höhlen (inkl. Lebensraumtyp 8310 – Nicht touristisch erschlossene Höhlen) und Stollen, aber auch Keller und Tunnel genutzt, wobei die Tiere bei einer Temperatur von ca. 7-9°C (5-10°C) und einer hohen Luftfeuchte ihren Winterschlaf halten (SCHOBER 1998).

Wie die Ergebnisse radiotelemetrischer Untersuchungen zur Jagdhabitat-Nutzung dieser Art in der Schweiz zeigen, nutzen Große Hufeisennasen im Jahresverlauf eine Reihe von Lebensräumen als Jagdgebiete (BONTADINA et al. 1997). Potenziell bedeutende Jagdhabitats unter den im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen sind: 3240 – Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Salix eleagnos*, 6210 – Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuchungsstadien, 6240 – Subpannonische Steppen-Trockenrasen, 6250 – Pannonischer Steppen-Trockenrasen auf Löss, 6410 – Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden, 6510 – Magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis* – vor allem deren Randbereiche), 9110 – Hainsimsen-Buchenwald, 9130 – Waldmeister-Buchenwald, 9140 – Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius*, 9150 – Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald, 9170 – Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, 9180 – Schlucht- und Hangmischwälder, 91D0 – Moorwälder, 91E0 – Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*, 91F0 – Hartholzauwälder mit *Quercus rubor*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior*, oder *Fraxinus angustifolia*, 91G0 – Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus*, 91H0 – Pannonische Flaumeichenwälder, 91I0 – Euro-sibirische Eichen-Steppenwälder, 9260 – Kastanienwälder, 9410 – Montane bis subalpine bodensaure Fichtenwälder, 9530 – Submediterrane Kiefernwälder mit endemischen Schwarzkiefern.

Zu beachten ist in der obigen Auflistung, dass die Herkunftsgebiete von Großinsekten als wichtige Nahrungsquelle für Große Hufeisennasen nicht mit den Jagdgebieten der Großen Hufeisennasen übereinstimmen müssen (BONTADINA, mündl. Mitt.). Die Bedeutung der Lebensraumtypen 6210, 6240, 6250, 6410 und 6510 wurde vor allem unter diesem Aspekt bewertet.

Von besonderer Bedeutung sind Waldränder, die von den Großen Hufeisennasen für die charakteristische Wartenjagd genutzt werden, als günstig erweist sich ein großer Laubwaldanteil (BONTADINA et al. 1997). Bevorzugte Jagdhabitats im Offenland sind vor allem nicht umgebrochene Habitattypen wie beispielsweise Wiesen oder Weiden. Insgesamt ist jedoch eine sehr vielgestaltige Landschaft notwendig, um den Großen Hufeisennasen ganzjährig Nahrung zu bieten.

5.1.5 Populationsökologie

Die Individuenzahlen sowohl in den österreichischen Wochenstuben- als auch den Winterquartieren sind verglichen mit anderen Ländern sehr gering (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 b). Dieser Umstand erhöht die Anfälligkeit dieser Art gegenüber stochastischen Ereignissen und verstärkt die bestehende Gefährdungssituation erheblich (RANSOME & HUTSON 2000).

Als kritische Lebensphasen für Große Hufeisennasen werden die Zeit des Selbstständigwerdens und die erste Überwinterung angegeben (RANSOME & HUTSON 2000). Früher geborene Individuen weisen eine höhere Lebenserwartung auf als später geborene: Erstere stellen letztlich den Großteil der reproduzierenden Weibchen. Große Hufeisennasen können ein Höchstalter von 30 Jahren erreichen (SCHÖBER & GRIMMBERGER 1998).

Nahezu alle Weibchen kehren in die Wochenstubenquartiere in welchen sie geboren wurden zurück, so dass die Weibchen einer Wochenstubenkolonie in der Regel nahe miteinander verwandt sind. Dies bevorzugt nach RANSOME & HUTSON (2000) die Entstehung von komplexen Verhaltensweisen durch Verwandten-Selektion. Der genetische Austausch zwischen den Kolonien erfolgt in den Paarungsquartieren (RANSOME & HUTSON 2000).

Die Populationsdynamik dieser Art wird wesentlich durch die klimatischen Bedingungen beeinflusst, wobei vor allem lange Winter und kaltes Wetter im Frühling zu Bestandseinbrüchen wie etwa in England führten (RANSOME & HUTSON 2000). Die Erholung der Bestände erfolgte danach nur sehr langsam.

5.1.6 Verbreitung und Bestand

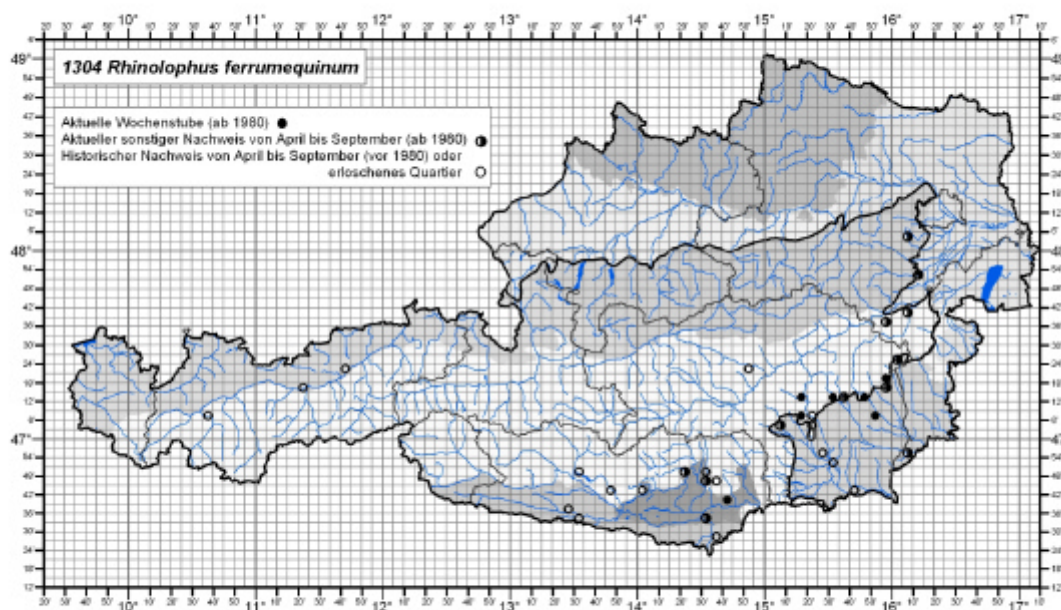
Gesamtverbreitung: Die Große Hufeisennase ist eine S-Paläarktische Art, die jedoch nicht in die Wüsten am S-Rand der Paläarktis eindringt (GAISLER 2001). Sie ist von S-England bis nach Japan, einschließlich Nordafrika (von Marokko bis Tunesien) verbreitet (CORBET 1978).

Europa: Die aktuelle nördliche Verbreitungsgrenze verläuft in Europa durch England (S-England, Wales), Belgien, Luxemburg, SW-Deutschland, Polen, Ukraine und Russland. Südlich dieser Grenze ist die Große Hufeisennase regelmäßig vorkommend und besiedelt auch größere Mittelmeerinseln wie Zypern oder Malta. In Holland ist die Art ausgestorben (RANSOME & HUTSON 2000). Große Hufeisennasen kommen in folgenden EU-Mitgliedsstaaten vor: Belgien, Deutschland, England, Frankreich, Griechenland, Italien, Luxemburg, Österreich, Portugal und Spanien

Österreich: In Österreich sind Vorkommen der Großen Hufeisennase mittlerweile auf die Bundesländer Burgenland, Niederösterreich, Steiermark, Kärnten und Tirol beschränkt. Von den bei SPITZENBERGER & BAUER (2001 b) für den Zeitraum von 1970 bis 1999 genannten 16 österreichischen Wochenstubenquartieren muss ebenfalls ein erheblicher Teil als erloschen betrachtet werden.

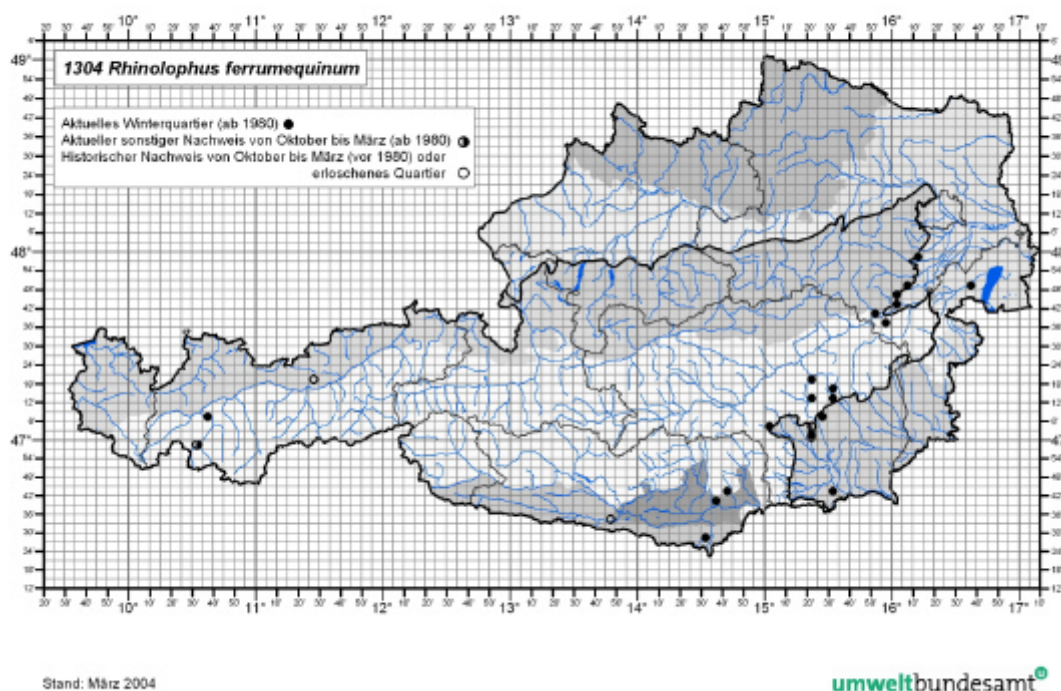
Die Höhenverbreitung der Großen Hufeisennase in Österreich ist auf tiefere, wärmebegünstigte Lagen beschränkt. Dies betrifft sowohl Wochenstuben als auch Winterquartiere. Als Höchstwerte geben SPITZENBERGER & BAUER (2001 b) ca. 1000 m für Wochenstuben und 1400 m für Winterquartiere an.

Die Anzahl nachgewiesener adulter und subadulter Tiere in den Wochenstuben beträgt weniger als 100 Individuen, die Anzahl von 1990 bis 2000 in Winterquartieren nachgewiesener Individuen betrug rund 200 Individuen (SPITZENBERGER & BAUER 2001 b).



Stand: März 2004

umweltbundesamt[®]



5.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: lower risk / near threatened (IUCN 2002)

Rote Liste Österreich: stark gefährdet (BAUER & SPITZENBERGER 1994)

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Anhang II der Berner Konvention und Anhang II der Bonner Konvention.

Entwicklungstendenzen: Wenngleich die Art in Österreich von BAUER & SPITZENBERGER (1994) als ‚stark gefährdet‘ eingestuft wurde, so ist die Große Hufeisennase anhand der aktuellen Bestandsentwicklung vielmehr als ‚akut vom Aussterben bedroht‘ anzusehen (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 b). Die Große Hufeisennase muss derzeit als eine der am stärksten bedrohten Fledermausarten Österreichs betrachtet werden.

Gefährdungsursachen: Die von RANSOME & HUTSON (2000) aufgelisteten Ursachen für die Bestandsrückgänge Großer Hufeisennasen können analog auch für Österreich in Betracht gezogen werden. Als natürliche Faktoren für Bestandsrückgänge werden klimatische und demographische Ursachen, sowie genetische Faktoren (Inzuchtdepression) bei kleinen Populationen genannt. Zudem ist eine Reihe anthropogener Ursachen für die Rückgänge in Betracht zu ziehen: Quartierverluste (Sommer- und Winterquartiere), Landschaftsveränderung (durch Intensivierung der Land- und Forstwirtschaft), Fragmentierung und Isolierung der Jagdgebiete, Einsatz von Pestiziden (Insektizide in Land- und Forstwirtschaft, Holzschutzmittel) und von Entwurmungsmitteln in der Viehhaltung mit einem Rückgang von Dungkäfern als wichtiger Nahrungsquelle (RANSOME & HUTSON 2000).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Effizienten Artenschutzmaßnahmen muss eine Kausalanalyse für allfällige Bestandsrückgänge sowie der Quartier- und Habitatnutzung auf regionaler Ebene vorausgehen, wie sie beispielhaft für die letzte große Schweizer Wochenstube durchgeführt und umgesetzt wurde (BECK et al. 1997, BONTADINA

et al. 1997, ZAHNER 1996). Nachfolgende Maßnahmen müssen zumindest den Erhalt der drei Hauptlebensräume Wochenstuben- und Winterquartiere sowie Jagdhabitats langfristig sicherstellen (vgl. RANSOME & HUTSON 2000).

5.1.8 Verantwortung

Aufgrund der dramatischen Situation in Österreich und der in Mitteleuropa generell sehr geringen Wochenstubenvorkommen, kommt Österreich eine wichtige Rolle für den Erhalt dieser Art in Mitteleuropa zu.

5.1.9 Kartierung

Die Erfassung und das Monitoring von Großen Hufeisennasen erfolgt ebenso wie jene der Kleinen Hufeisennasen durch Kontrolle von Wochenstuben- und Winterquartieren. Potenzielle Wochenstubenquartiere werden durch eine systematische Kartierung von Kirchen, größeren Kapellen, Schlössern und Burgen sowie sonstigen Gebäuden mit großen, nicht oder kaum begangenen Dachböden (z.B. Pfarrhöfe, Schulen, etc.) auf Vorkommen von Großen Hufeisennasen überprüft. Mittels Kontrolle von Höhlen und Stollen während der Wintermonate (Jänner, Februar) kann eine Bestandserfassung bzw. –kontrolle über Winterquartiere erfolgen.

Die Erfassung der Jagdgebietssituation erfolgt im Umkreis von 3,5 km um Wochenstubenquartiere, wobei mindestens 30% dieser Fläche durch geeignete Jagdlebensräume (siehe Kapitel Autökologie) bedeckt sein muss (BONTADINA et al. 1997).

5.1.10 Wissenslücken

Der Erfassungsgrad hinsichtlich der Sommer- und Winterverbreitung Großer Hufeisennasen in Österreich ist als zufriedenstellend einzustufen. Obwohl es sich bei der Großen Hufeisennase um eine der am stärksten vom Aussterben bedrohten Fledermausarten in Österreich handelt, liegen jedoch keine aktuellen ökologischen und naturschutzbiologischen Untersuchungen zu dieser Art vor.

Dringend erforderliche Forschungsschwerpunkte mit Artenschutzrelevanz sollten Untersuchungen zur Habitatnutzung und Nahrungsökologie, der Quartiernutzung mit Schwerpunkt auf den Sommerquartieren, sowie populationsökologische und -genetische Untersuchungen (Isolierungseffekte) umfassen.

Ein Aktionsprogramm zur Rettung der Großen Hufeisennase in Kärnten ist angelaufen und wird im Rahmen von Interreg-Projekten der EU in den nächsten Jahren fortgesetzt. Der Schwerpunkt liegt dabei vorerst in der Suche nach Wochenstuben- und Winterquartieren, wobei auch unter Einsatz von Radio-Telemetrie nach potenziellen Quartieren gesucht wird.

5.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

AHLÉN, I. (1990): Identification of bats in flight. Swedish Soc. for Conserv. of Nature and the Swedish Youth Ass. For Environm. Studies and Conserv. 50pp.

ANON. (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities. 35 (L 206): 7pp.

ARLETTAZ, R.; & LUTZ, M. (1995): *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774). In: HAUSSER, J. (Edit.): Säugetiere der Schweiz. Birkhäuser Verlag, Basel, Bosten, Berlin: 84-88.

BECK, A.; GLOOR, S.; ZAHNER, M.; BONTADINA, F.; HOTZ, M.; LUTZ, M. & MÜHLETHALER, E. (1997): Zur Ernährungsbiologie der Großen Hufeisennase *Rhinolophus ferrumequinum* in einem Alpental der Schweiz. In: ARBEITSKREIS FLEDERMÄUSE SACHSEN-ANHALT (Edit.): Zur Situation der Hufeisennasen in Europa, Tagungsband des Workshops in Nebra, 1995: 15-18.

- BECK, A. & SCHELBERT, B. (1999): Neue Nachweise der Grossen Hufeisennase im Kanton Aargau - Untersuchungen zum Lebensraum und Konsequenzen für den Schutz. Aargauer Naturf. Gesellschaft Mitteilungen 35: 93-113.
- BONTADINA, F.; HOTZ, T.; GLOOR, S.; BECK, A.; LUTZ, M. & MÜHLETHALER, E. (1997): Schutz von Jagdgebieten von *Rhinolophus ferrumequinum* Umsetzung der Ergebnisse einer Telemetrie-Studie in einem Alpental der Schweiz. In: ARBEITSKREIS FLEDERMÄUSE SACHSEN-ANHALT (Edit.): Zur Situation der Hufeisennasen in Europa, Tagungsband des Workshops in Nebra, 1995: 33-39.
- CORBET, G.B. (1978): The Mammals of the Palearctic Region. A taxonomic review. Brit. Museum, Cornwell, Univ. Press, London, Ithaca. 314 pp.
- GAISLER, J. (2001): *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774) – Große Hufeisennase. In: KRAPP F. (Edit.): Handbuch der Säugetiere Europas. Aula Verlag. 15-37.
- IUCN (2002): 2002 IUCN Red List of Threatened Species. <www.redlist.org>. Downloaded on 14 August 2002.
- DOBROSI, D. (1996): Survey of cave-dwelling bat colonies in the Rumanian Bihar mountains. Abstract. In: VIth European Bat Research Symposium – Veldhoven (Netherlands).
- DUVERGÉ, P.L. (1997): Foraging activity, habitat use, development of juveniles, and diet of the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum* – Schreber, 1774) in South-West England. Unpubl. Dissertation, Universität Bristol.
- JONES, G. & MORTON, M. (1992): Radio-tracking studies on habitat use by greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*). In: PRIEDE, I.G. & SWIFT, S. M. (Edit.): Wildlife telemetry - Remote monitoring and tracking of animals. Ellis Horwood, New York, London, Toronto, Sydney, Tokyo, Singapore.
- JONES, G.; DUVERGÉ, P.L. & RANSOME, R.D. (1995): Conservation biology of an endangered species: field studies of greater horseshoe bats. Symp. Zool. Soc. London 65: 309-324.
- MITCHELL-JONES, A.J. & RANSOME, R.D. (1998): Conserving greater horseshoe bat feeding areas: environmental prescriptions. *Myotis* 36: 71-76.
- PIR, J. (1996): Etho-ökologische Untersuchungen einer Wochenstubenkolonie der Großen Hufeisennase (*Rhinolophus ferrumequinum* – Schreber, 1774) in Luxemburg. Unpubl. Diplomarbeit, Universität Gießen.
- RANSOME, R.D. (1971): The effect of ambient temperature on the arousal frequency of the hibernating Greater horseshoe bat, *Rhinolophus ferrumequinum*, in relation to site selection and the hibernation state. *J. Zool.*, London 164: 357-371.
- RANSOME, R.D. (1989): Population changes of Greater horseshoe bats studied near Bristol over the past twenty-six years. *Biol. J. Linn. Soc.* 38: 71-82.
- RANSOME, R.D. (1995): Earlier breeding shortens life in female greater horseshoe bats. *Philos. Trans. Royal Soc.* B350:153-161.
- RANSOME, R.D. (1999): *Rhinolophus ferrumequinum* (SCHREBER, 1774). In: MITCHELL-JONES, A.J.; AMORI, G.; BOGDANOWICZ, W.; KRISTUFEK, B.; REIJNDERS, P.H.J.; SPITZENBERGER, F.; STUBBE, M.; THISSEN, J.B.M.; VOHRALIK, V. & ZIMA, J. (Edit.): Atlas of European Mammals. Academic Press, London: 94-95.
- RANSOME, R.D. & McOWAT, T.P. (1994): Birth timing and population changes in Greater horseshoe bat colonies (*Rhinolophus ferrumequinum*) are synchronized by climatic temperature. *Zool. J. Linn. Soc.* 112: 337-351.
- RANSOME, R.D. & HUTSON, A.M. (2000): Action plan for the conservation of the greater horseshoe bat in Europe (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Nature and Environment*, No 109. 63 pp.
- ROSSITER, S.J.; JONES, G.; RANSOME, R.D. & BARRATT, E.M. (2000) : Genetic variation and population structure in the endangered greater horseshoe bat *Rhinolophus ferrumequinum*. *Molecular Ecology* 9: 1131-1135.

SPITZENBERGER, F. (2002): Wissenschaftliche Grundlagen für die Auswahl von Schutzgebieten für FFH-Fledermausarten in Österreich. *Natur und Landschaft* 77: 81-85.

ZAHNER, M. (1996): Aktivität und nächtliche Aufenthaltsorte der Grossen Hufeisennase *Rhinolophus ferrumequinum* (Chiroptera, Rhinolophidae) in Castrisch (Vorderrheintal, Graubünden). *Jber. Naturf. Ges. Graubünden* 108: 155-173.

Mit speziellem Österreichbezug:

AMON, H.; BAAR, A.; ENGL, K. & PÖLZ, W. (1993): Fledermauskundliche Kartierung des mittleren Burgenlandes. In: LEITNER J. & VOGEL, W. (Edit.): *Fledermäuse als Bioindikatoren*. Umweltbundesamt Reports. 92 pp.

BAAR, A.; MAYER, A. & WIRTH, J. (1986): 150 Jahre Fledermausforschung in der Hermannshöhle. *Ann. Naturhist. Mus.* 88/89: 223-243.

FREITAG, B. (1996): Gebäudebewohnende Fledermäuse in den steirischen Bezirken Hartberg, Weiz, Graz-Umgebung und der Stadt Graz – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 126: 207-223.

FREITAG, B. & FREITAG, P. (1996): Überwinternde Fledermäuse in Höhlen und Stollen der Landeshauptstadt Graz (Steiermark, Österreich) und ihrer nächsten Umgebung (Mammalia, Chiroptera). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 125: 225-234.

HÜTTMEIR, U.; REITER, G. & JERABEK, M. (2002): Artenschutzprojekt Fledermäuse Kärnten-Salzburg-Tirol – Tätigkeitsbericht Kärnten 2002. Unpubl. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 20, Uabt. Naturschutz. 2-36.

KEPKA, O. (1960): Die Ergebnisse der Fledermausberingung in der Steiermark vom Jahre 1949-1960. *Bonn. Zool. Beitr.* 11(Sonderheft): 54-76.

KEPKA, O. (1961): Über die Verbreitung einige Fledermäuse in der Steiermark. *Mitt. naturw. Verein Steiermark*: 58-76.

KEPKA, O. (1981): Fledermäuse der Steiermark. *Myotis* 18-19: 168-179.

MOCHE, W. & POLT, H. (1999): Fledermauskundliche Kontrollfahrt in den Mittelsteirischen Karst. *Mitt. Landesver. f. Höhlenkunde i. d. Stmk.* 28: 7-12.

SPITZENBERGER, F. (1993): Angaben zu Sommerverbreitung, Bestandsgrößen und Siedlungsdichten einiger gebäudebewohnender Fledermausarten Kärntens. *Myotis* 31: 69-109.

SPITZENBERGER, F. (1995): Die Säugetiere Kärntens. Teil I. *Carinthia* II 185./105: 247-352.

SPITZENBERGER, F. & MAYER, A. (1988): Aktueller Stand der Kenntnis der Fledermausfauna Osttirols und Kärntens; zugleich *Mammalia austriaca* 14 (*Myotis capaccinii* BONAPARTE, 1837, *Pipistrellus Pipistrellus kuhlii* KUHL, 1819, und *Pipistrellus savii*, BONAPARTE, 1837). *Ann. Naturhist. Mus. Wien.* 90: 69-91.

SPITZENBERGER, F. & BAUER, K. (2001 b): Große Hufeisennase *Rhinolophus ferrumequinum* Schreber, 1774. In SPITZENBERGER, F. (Ed.): *Die Säugetierfauna Österreichs*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Bd. 13: 162-169.

Wichtige Österreichische Datenquellen:

- ❖ Fledermaus-Datenbank der Koordinationsstelle für Fledermausschutz und –forschung in Österreich (Wilhering)
- ❖ Fledermauskundliche Arbeitsgemeinschaft (Wien)
- ❖ Naturhistorisches Museum (Wien)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich und im Ausland:

- ❖ Dr. G. REITER, Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich, Wilhering
- ❖ Dr. F. SPITZENBERGER, Naturhistorisches Museum Wien
- ❖ Dr. F. BONTADINA, Universität Bern, Schweiz
- ❖ Dr. R. RANSOME, Universität Bristol, England

5.2 Indikatoren und Schwellenwerte

5.2.1 Indikatoren für die Population

Population ³	A	B	C
Wochenstuben	Populationszunahme im Wochenstubenquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> > 50 Ind.	Stabile Population im Wochenstubenquartier ($\pm 10\%$ in 6 Jahren) <u>oder</u> 50 bis 20 Ind.	Populationsabnahme im Wochenstubenquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> < 20 Ind.
Winterquartiere	Populationszunahme im Winterquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> > 10 Ind.	Stabile Population ($\pm 10\%$ in 6 Jahren) <u>oder</u> 3 bis 10 Ind.	Populationsabnahme im Winterquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> < 3 Ind.
Habitatqualität	A	B	C
Jagdgebiet	> 50 % geeignete Jagdgebiete im Umkreis von 3,5 km um Wochenstubenquartiere: Laub- und Laub-Mischwälder <u>und</u> nicht umgebrochenes Offenland wie Wiesen oder Weiden (vgl. BONTADINA et al. 1997)	50 bis 30 % geeignete Jagdgebiete im Umkreis von 3,5 km um Wochenstubenquartiere: Laub- und Laub-Mischwälder <u>und</u> nicht umgebrochenes Offenland wie Wiesen oder Weiden (vgl. BONTADINA et al. 1997)	< 30 % geeignete Jagdgebiete im Umkreis von 3,5 km um Wochenstubenquartiere: Laub- und Laub-Mischwälder <u>und</u> nicht umgebrochenes Offenland wie Wiesen oder Weiden (vgl. BONTADINA et al. 1997)
Sonderstrukturen	Vorhandensein von: 1) naturnahen, mehrschichtigen inneren und äußeren Waldrändern <u>und</u> 2) Lichtungen, Waldwiesen und Sukzessionsflächen <u>und</u> 3) Vorhandensein von Hecken und Gehölzstrukturen (vgl. BONTADINA et al. 1997)	Vorhandensein von zumindest zwei der unter A aufgelisteten Sonderstrukturen	Vorhandensein von weniger als zwei der unter A aufgelisteten Sonderstrukturen

³ Die Beurteilung der Population (Wochenstuben und Winterquartiere) soll wenn möglich in Form von Populationstrends erfolgen; Individuenzahlen sind Indikatoren mit geringerer Aussagekraft, welche jedoch bei Erstaufnahmen bzw. fehlenden Daten zu Populationstrends zur Anwendung kommen können. Populationstrends werden durch standardisierte jährliche Zählungen ermittelt

Störungspotenzial der Wochenstubenquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar: 1) keine Umbauten im Quartierbereich geplant <u>und</u> sehr selten Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.) <u>und</u> regelmäßige Betreuung durch Fledermausexperten oder geschulte Quartierbetreuer	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) keine Umbauten im Quartierbereich geplant <u>und</u> selten Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.) <u>und</u> keine regelmäßige Betreuung durch Fledermausexperten oder geschulte Quartierbetreuer <u>oder</u> 2) geplanter Umbau im Quartierbereich <u>und</u> Betreuung durch Fledermausexperten	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geplanter Umbau im Quartierbereich <u>und</u> keine Betreuung durch Fledermausexperten <u>oder</u> 2) drohender Abriss des Gebäudes <u>oder</u> 3) häufige Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.)
Störungspotenzial der Winterquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geringer Befahrungsdruk (z.B. Unrat frequent vorhanden)	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) Verschluss der Öffnungen <u>oder</u> 2) touristische Nutzung erkennbar (Russ an den Hangplätzen bzw. Lagerfeuerreste, etc.) <u>oder</u> 3) Veränderungen des Mikroklimas

5.2.2 Indikatoren für das Gebiet

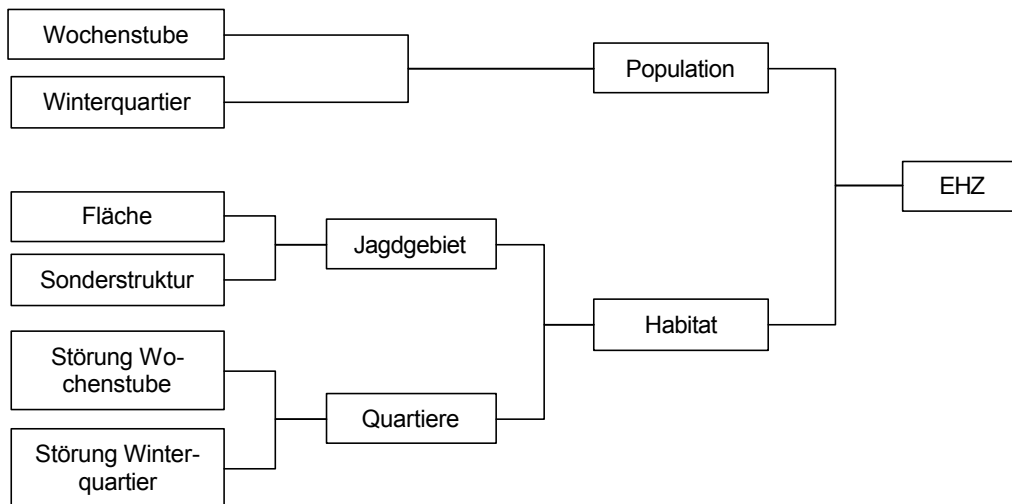
Population ⁴	A	B	C
Populationstrend in den Wochenstubenquartieren	Populationszunahme in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben > 50 Ind.	Stabile Population in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (\pm 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben 50 bis 20 Ind.	Populationsabnahme in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben < 20 Ind.

⁴ Die Beurteilung der Sommer- und Winterpopulation soll wenn möglich in Form von Populationstrends erfolgen; Durchschnittliche Individuenzahlen sind Indikatoren mit geringerer Aussagekraft, welche jedoch bei Erstaufnahmen bzw. fehlenden Daten zu Populationstrends zur Anwendung kommen können.

Anzahl Wochenstuben	1) Anzahl der Wochenstubenquartiere zunehmend (nur reelle Neubesiedlungen und nicht offiziell neu entdeckte bestehende, jedoch bislang unbekannter Quartiere) <u>oder</u> 2) Anzahl der Wochenstubenquartiere nach vorangegangener Zunahme nunmehr konstant	Anzahl der Wochenstubenquartiere konstant	Anzahl der Wochenstubenquartiere abnehmend
Populationstrend in den Winterquartieren	Populationszunahme in den Winterquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in Winterquartieren > 10 Ind.	Stabile Population in den Winterquartieren des Gebietes (\pm 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in Winterquartieren 10 bis 3 Ind.	Populationsabnahme in den Winterquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in Winterquartieren < 3 Ind.
Anzahl Winterquartiere	1) Anzahl der Winterquartiere zunehmend (nur reelle Neubesiedlungen und nicht offiziell neu entdeckte bestehende, jedoch bislang unbekannter Quartiere) <u>oder</u> 2) Anzahl der Winterquartiere nach vorangegangener Zunahme nunmehr konstant	Anzahl der Winterquartiere konstant	Anzahl der Winterquartiere abnehmend
Habitatqualität	A	B	C
Jagdgebiet	> 75 % der Jagdgebiete wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Jagdgebiete wurden mit A oder B bewertet	> 50 % der Jagdgebiete wurden mit C bewertet
Störungspotenzial der Quartiere	> 75 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit A oder B bewertet	> 50 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit C bewertet

5.3 Bewertungsanleitung

5.3.1 Bewertungsanleitung für die Population



Population

		Wochenstuben		
		A	B	C
Winterquartiere	A	A	B	B
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Jagdgebiet

		Fläche		
		A	B	C
Sonderstrukturen	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Quartiere

		Störung der Wochenstuben		
		A	B	C
Störung der Winterquartiere	A	A	A	B
	B	A	B	C
	C	B	C	C

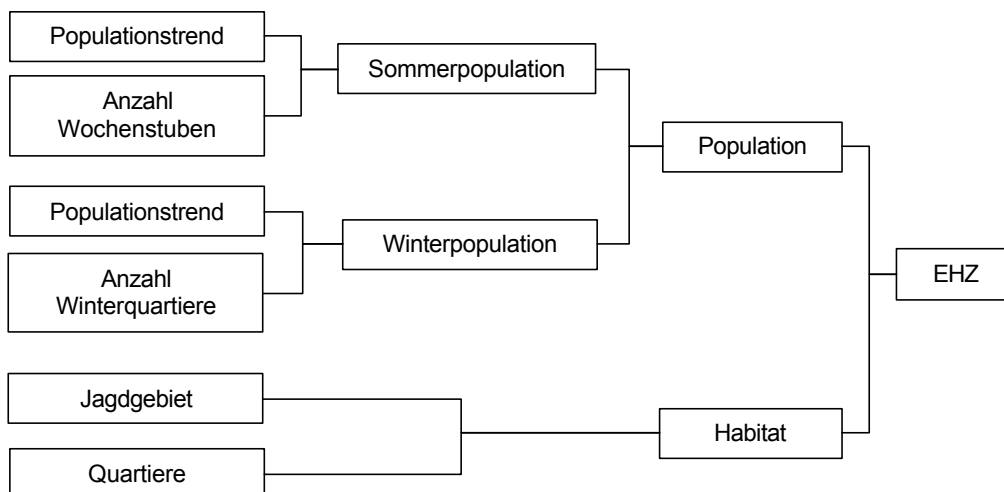
Habitatqualität

		Jagdgebiet		
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

		Population		
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

5.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet



Sommerpopulation

		Populationstrend		
Anzahl Wochen- stuben		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Winterpopulation

		Populationstrend		
Anzahl Winter- quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Population

		Sommerpopulation		
Winterpopula- tion		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Habitatqualität

		Jagdgebiet		
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

		Population		
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

6 1307 MYOTIS BLYTHII (TOMES, 1857)

6.1 Schutzobjektsteckbrief

6.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Kleines Mausohr

Synonyme: *Myotis oxygnathus* Monticelli, 1885

6.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae

Die in Europa vorkommende Population gehört zur Unterart *M. blythii oxygnathus* (TOPÁL & RUEDI 2001). Die Art- und Unterartabgrenzung von Großem- und Kleinem Mausohr ist jedoch Gegenstand aktueller, vor allem genetischer Untersuchungen und offenbar noch nicht endgültig geklärt.

Merkmale (nach TOPÁL & RUEDI 2001, SCHOBER & GRIMMBERGER 1998): Großwüchsige *Myotis*-Art, ähnelt sehr dem Großem Mausohr (Unterarmlänge: 50-62 mm, Spannweite: 365-408 mm, Gewicht: 15-28 g). Schnauze kurz, breit und kräftig; Ohren lang und breit, aber deutlich kürzer und schmaler wie beim Großen Mausohr; Tragus mit breiter Basis und fast halber Ohrlänge.

Das Fell ist dicht und kurz; die Oberseite hell graubraun, zum Teil mit rostbraunem Anflug, Unterseite weißgrau; Schnauze, Ohren und Flughäute braungrau. Jungtiere sind dunkler, rauchgrau ohne bräunliche Tönung. Kleine Mausohren haben häufig einen hellen Fleck zwischen den Ohren (TOPÁL & RUEDI 2001).

Im Ultraschalldetektor sind die kurzen (2-3 ms), frequenzmodulierten Rufe am besten im Frequenzbereich um 32-33 kHz hörbar, der Rhythmus ist relativ langsam (AHLÉN 1990). Die Ultraschallrufe der europäischen *Myotis*-Arten sind derzeit jedoch nur mit großen Einschränkungen zur Artbestimmung verwendbar, eine Unterscheidung vom Großem Mausohr ist praktisch unmöglich.

Die Unterscheidung lebender Kleiner Mausohren von der Schwesterart *Myotis myotis* erfolgt nach ARLETTAZ et al. (1991) anhand einer linearen Trennformel für welche die Unterarm- und Ohrlänge, in unklaren Fällen zusätzlich die Ohrbreite, miteinbezogen werden (siehe auch Kapitel 1324 *Myotis myotis*).

6.1.3 Biologie

Fortpflanzung und Sozialsystem des Kleinen Mausohrs ähneln jenem der Schwesternart *Myotis myotis* (TOPÁL & RUEDI 2001). Zur Paarungszeit besetzen die Männchen Hangplätze welche sie mit Sekreten aus den Facialdrüsen markieren, und vollführen in und vor diesen Territorien Balzrufe, teilweise in Form von Balzflügen (TOPÁL & RUEDI 2001). Männchenhangplätze können in der Peripherie der Wochenstuben liegen oder weiter davon entfernt in Höhlen oder anderen Gebäuden (SPITZENBERGER 1988). Die begatteten Weibchen speichern die Spermien bis zum nächsten Frühjahr, die Befruchtung erfolgt erst nach dem Aufwachen aus dem Winterschlaf.

Direkte Sichtbeobachtungen jagender Kleiner Mausohren zeigten, dass diese ihre Beute meist im Rüttelflug von Grashalmen ablesen, vom Boden auflesen oder auch gelegentlich in der Luft fangen (ARLETTAZ 1996, GÜTTINGER et al. 1998). Die Tiere fliegen dazu in einem langsamen Suchflug über der Vegetation, in regelmäßigen Abständen wurden Rüttelflug-Sequenzen

registriert und in einem Fall konnte ein Tier bei der Landung im Gras beobachtet werden (GÜTTINGER et al. 1998).

Die Nahrung Kleiner Mausohren in den Schweizer Alpen bestand hauptsächlich aus grasbewohnenden Arthropoden (ARLETTAZ et al. 1991, ARLETTAZ & PERRIN 1995): Tettigoniidae (65%), Lepidopterenlarven (19%), Blatthornkäfer (8%) und gelegentlich auftretend Acridiidae, Tipulidae, und Ichneumonidae. Großes- und Kleines Mausohr unterscheiden sich bei sympatrischen Vorkommen vor allem in der Nahrungsökologie und können somit in enger Sympatrie (Mischkolonien) koexistieren (ARLETTAZ 1995, ARLETTAZ et al. 1997).

Die mittels radiotelemetrischer Methoden ermittelten Jagdradien von drei Kleinen Mausohren im schweiz-österreichischen Grenzgebiet betragen 2-11 km rund um die Quartiere (GÜTTINGER et al. 1998).

Kleine Mausohren gelten nach SCHOBER & GRIMMBERGER (1998) als gelegentlich wandernde Art. Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartier betragen in Mitteleuropa bis zu 156 km (KEPKA 1960), wobei jedoch in der ehemaligen Tschechoslowakei beschränkte saisonale Wanderungen von zumeist unter 15 km festgestellt wurden. In Spanien wurde jedoch sogar eine Distanz von etwa 600 km registriert (DE PAZ et al. 1986).

6.1.4 Autökologie

In Österreich befinden sich sämtliche bekannten Wochenstuben Kleiner Mausohren in Dachstühlen von Gebäuden (vgl. SPITZENBERGER 1988), wenngleich bis in die 1950er Jahre in einer Höhlen auch kleine Sommerkolonien angetroffen wurde (SPITZENBERGER & BAUER 2001d). Im Mittelmeerraum sind Wochenstuben vor allem in Höhlen und Stollen als primärem Quartiertyp bekannt (TOPÁL & RUEDI 2001). Als Winterquartiere nutzen Kleine Mausohren in Mitteleuropa häufig natürliche Höhlen (inkl. Lebensraumtyp 8310 – Nicht touristisch erschlossene Höhlen) und Stollen, bei einer Temperatur von 6-12 °C und hoher Luftfeuchte (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998).

Die wichtigsten Jagdhabitats der Kleinen Mausohren in Mitteleuropa sind entweder trockene, steppenähnliche Graslandschaften (ARLETTAZ 1996) oder ungemähte Ried- und Streuwiesen (GÜTTINGER et al. 1998).

Potenziell bedeutende Jagdhabitats unter den im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen sind für Kleine Mausohren: 6210 – Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia), 6240 – Subpannonische Steppentrockenrasen, 6250 – Pannonische Steppentrockenrasen auf Löss, 6260 – Pannonische Steppen auf Sand, 6410 – Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (*Mollinion caeruleae*), 6510 – Magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)

6.1.5 Populationsökologie

Angaben zu Wochenstubengrößen Kleiner Mausohren in Österreich sind derzeit nicht möglich, da Kleine Mausohren bis auf eine Ausnahme in Mischkolonien mit Großen Mausohren vorkommen und eine Abschätzung der jeweiligen Zahlenverhältnisse in den meisten Fällen unmöglich ist (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001d). Eine Wochenstube ausschließlich Kleiner Mausohren befindet sich im Seewinkel.

Über die regulierenden Faktoren der Populationsdynamik von Kleinen Mausohren ist nahezu nichts bekannt. Als potenzielle Fressfeinde der Kleinen Mausohren sind verschiedene Eulenarten zu nennen, wobei jedoch kaum ein populationsregulierender Einfluss anzunehmen ist. Als thermophile Art ist vielmehr anzunehmen, dass die Populationsdynamik der Kleinen Mausohren in Österreich sehr stark durch die klimatischen Verhältnisse gesteuert wird.

Die Lebenserwartung Kleiner Mausohren konnte mittels Beringung auf durchschnittlich 3-4 Jahre geschätzt werden, ein Höchstalter von 33 Jahren ist aus dem Wallis belegt (siehe TOPÁL & RUEDI 2001).

Das Geschlechterverhältnis von beringten österreichischen Tieren war ausgeglichen (SPITZENBERGER 1988). Anhand der Ergebnisse ist von einer ausgeprägten Treue der Kleinen Mausohren zum Winter- bzw. Zwischenquartier auszugehen (SPITZENBERGER & BAUER 2001d).

6.1.6 Verbreitung und Bestand

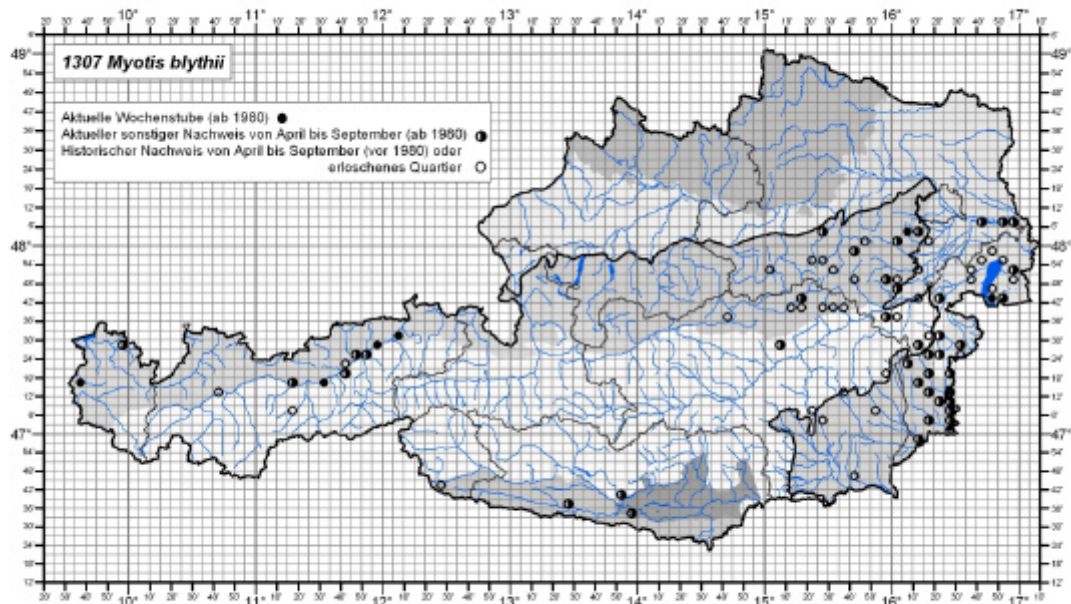
Gesamtverbreitung: Die Verbreitung von *M. b. oxygnathus* ist fast ausschließlich europäisch und schließt sowohl die nordafrikanischen *punicus* als auch die im Mittleren Osten verbreitete *omari* aus. Die Nordgrenze der Verbreitung von *M. b. oxygnathus* erreicht etwa den 46° und 48° n.B., die Vorkommen reichen von der Iberischen Halbinsel bis in die Türkei (TOPÁL & RUEDI 2001).

Europa: In den EU-Mitgliedstaaten sind Vorkommen des Kleinen Mausohres in Frankreich, Griechenland, Italien, Portugal Österreich und Spanien bekannt.

Österreich: Wochenstuben Kleiner Mausohren sind in den Bundesländern Vorarlberg, Tirol, Steiermark, Burgenland und Niederösterreich nachgewiesen (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001d). Einzeltiernachweise liegen zudem aus Kärnten und Osttirol vor. In vielen regelmäßig kontrollierten Winterquartieren mit ehemaligen Vorkommen Kleiner Mausohren konnten in den letzten Jahren keine Tiere mehr angetroffen werden (SPITZENBERGER & BAUER 2001d).

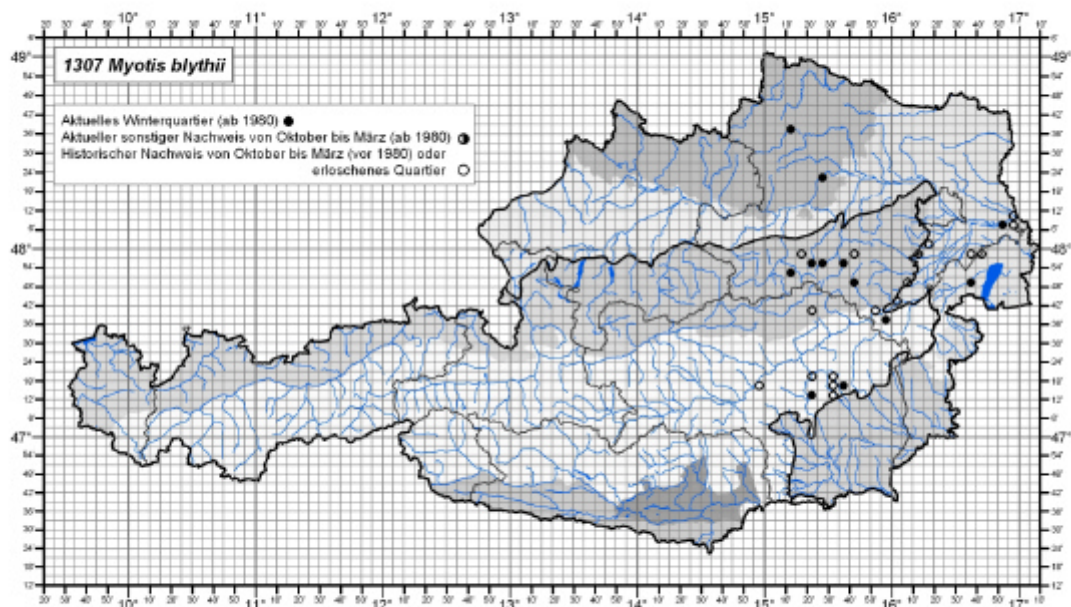
Sämtliche österreichischen Wochenstuben befinden sich in tieferen Lagen, Einzeltierfunde und Winterquartiere konnten jedoch auch in etwas höheren Lagen erbracht werden (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001d).

Eine Bestandsangabe für Österreich ist aufgrund der methodischen Schwierigkeiten durch die Mischkolonien mit *Myotis myotis* und der damit zusammenhängenden Zählprobleme derzeit nicht möglich.



Stand: März 2004

umweltbundesamt®



Stand: März 2004

umweltbundesamt®

6.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Rote Liste Österreich: vom Aussterben bedroht (BAUER & SPITZENBERGER 1994)

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Anhang II der Berner Konvention und Anhang II der Bonner Konvention.

Entwicklungstendenzen: Das Kleine Mausohr muss wohl als eine der am stärksten gefährdeten Fledermausarten Österreichs eingestuft werden, mit deutlich negativem Bestandstrend in den letzten Jahrzehnten (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001d). Aufgrund der Bestimmungsschwierigkeiten der beiden Schwesterarten sind Aussagen über Bestandstrends jedoch mit Vorsicht zu interpretieren.

Gefährdungsursachen: Die Gefährdungsursachen umfassen sowohl negative Einflüsse auf die Sommer- und Winterquartiere als auch den Verlust oder die Verschlechterung der Jagdgebiete (vgl. TOPÁL & RUEDI 2001, GÜTTINGER et al. 1998). Vor allem durch den Verlust von ursprünglichen, trockenen oder feuchten Graslandschaften bzw. von extensiv genutzten Wiesen müssen negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlagen dieser Art erwartet werden (GÜTTINGER et al. 1998). Ebenso tragen Störungen in den Wochenstuben (Umbauten, Renovierungen, Verschluss der Ausflugsöffnungen, etc.) und Winterquartieren (vermehrter Höhlentourismus) zum Rückgang dieser Art bei.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Dringend notwendige Artenschutzmaßnahmen machen den langfristigen Schutz der Quartiere und korrespondierenden Jagdgebiete erforderlich, wobei entsprechende Aktionsprogramme beispielsweise an den bestehenden Wochenstuben eine Abklärung der aktuellen Jagdgebiete und nachfolgend Vorschläge für Managementmaßnahmen zu deren Erhalt bzw. Verbesserung beinhalten müssen. Zur Sicherung der Wochenstuben wäre der Aufbau von Quartierbetreuer-Netzen anzustreben (siehe Kapitel 1324 - *Myotis myotis*). Im Hinblick auf Winterquartiere wird sich eine Verminderung der Störungsintensität positiv für die Tiere auswirken.

6.1.8 Verantwortung

Die österreichische Population des Kleinen Mausohres befindet sich an der nördlichen Verbreitungsgrenze in Mitteleuropa, wodurch die Verantwortung für den Erhalt der Art auch für potenzielle Ausbreitungstendenzen hervorzuheben ist.

6.1.9 Kartierung

Die Erfassung und das Monitoring von Kleinen Mausohren erfolgt durch Kontrolle von Wochenstuben- und Winterquartieren. Dabei werden potenzielle Wochenstubenquartiere durch eine systematische Kartierung von Kirchen, größeren Kapellen, Schlössern und Burgen sowie sonstigen Gebäuden mit großen, nicht oder kaum begangenen Dachböden (z.B. Pfarrhöfe, Schulen, etc.) auf Vorkommen von Kleiner Mausohren überprüft. Mittels Kontrolle von Höhlen und Stollen während der Wintermonate (Jänner, Februar) kann eine Bestandserfassung bzw. -kontrolle über Winterquartiere erfolgen.

Als sehr problematisch muss die Artabgrenzung vom Großen Mausohr im Freiland festgehalten werden, welche letztlich nur durch Fledermausexperten erfolgen kann und sowohl die Erfassung als auch das Monitoring dieser Art vor erhebliche Probleme stellt.

Eine Beurteilung von Jagdgebieten in der Umgebung von Wochenstuben sollte im Umkreis von ca. 10 km erfolgen und die für diese Art sehr spezifischen Lebensräume (siehe Kapitel Autökologie) beinhalten. Quantitative Angaben notwendiger Mindestflächen sind aufgrund des mangelnden Kenntnisstands derzeit nur eingeschränkt möglich.

6.1.10 Wissenslücken

Obwohl es sich beim Kleinen Mausohr um eine der am stärksten vor dem Aussterben bedrohten Fledermausarten handelt, fehlen bislang umfangreiche ökologische und naturschutzbiologische Daten aus Österreich. Bestehendes Wissen basiert vor allem auf faunistischen Erhebungen und Beringungsdaten (SPITZENBERGER 1988). Für das Überleben dieser Art in Österreich sind jedoch dringend detaillierte Forschungen zu Nahrungsökologie, Jagdhabitat- und Quartiernutzung, zu Populationsdynamik und -genetik und nicht zuletzt auch zur genauen Bestandsdynamik in Mischkolonien zwingend erforderlich. Auch eine Abklärung von noch nicht entdeckten Mischkolonien, wie in der Schweiz, erscheint dringend geboten.

6.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- AHLÉN, I. (1990): Identification of bats in flight. Swedish Soc. for Conserv. of Nature and the Swedish Youth Ass. For Environm. Studies and Conserv. 50pp.
- ANON. (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities. 35(L 206): 7pp.
- ARLETTAZ, R.; RUEDI, M. & HAUSSER, J. (1991): Field morphological identification of *Myotis myotis* and *Myotis blythii* (Chiroptera, Vespertilionidae): a multivariate approach. *Myotis* 29: 7-16.
- ARLETTAZ, R. (1996): Feeding behaviour and foraging strategy of free-living mouse-eared bats, *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Animal Behaviour* 51: 1-11.
- ARLETTAZ, R.; BECK, A.; GÜTTINGER, R.; LUTZ, M.; RUEDI, M. & ZINGG, P.E. (1994): Où se situe la limite nord de répartition géographique de *Myotis blythii*. *Z Säugetierkunde* 59: 181-188.
- ARLETTAZ, R. & PERRIN, N. (1995): The trophic niches of sympatric sibling *Myotis myotis* and *Myotis blythii*: do mouse-eared bats select prey? *Symp. Zool. Soc. Lond.* 67: 361-376.
- ARLETTAZ, R. & HAUSSER, J. (1997): Trophic resource partitioning and competition between the two sibling bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *J. Animal Ecology* 66: 897-911.
- ARLETTAZ, R.; IBANEZ, C.; PALMEIRIM, J. & HAUSSER, J. (1997): A new perspective on the zoogeography of the sibling mouse-eared bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*: morphological, genetical and ecological evidence. *J. Zool., London* 242: 45-62.
- GÜTTINGER, R.; LUSTENBERGER, J.; BECK, A. & WEBER, U. (1998): Traditionally cultivated wetland meadows as foraging habitats of the grass-gleaning lesser mouse-eared bat (*Myotis blythii*). *Myotis* 36: 41-49.
- HORÁČEK, I. & GAISLER, J. (1985): The mating system of *Myotis blythii*. *Myotis* 23-24: 125-130.
- IUCN (2002): 2002 IUCN Red List of Threatened Species. <www.redlist.org>. Downloaded on 14 August 2002.
- RUEDI, M. ; ARLETTAZ, R. & MADDALENA, T. (1990): Distinction morphologique et biochimique de deux espèces jumelles de chauves-souris: *Myotis myotis* (Bork.) et *Myotis blythii* (Tomes) (Mammalia, Vespertilionidae). *Mammalia* 54 : 415-429.
- RUEDI, M. & ARLETTAZ, R. (1995): *Myotis blythii* (Tomes, 1857). In: HAUSSER, J. (Edit.): *Säugetiere der Schweiz*. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin: 128-132.
- SCHOBER, W. & GRIMMBERGER, E. (1998): *Die Fledermäuse Europas – Kennen, Bestimmen, Schützen*. Frankh-Kosmos, Stuttgart. 2. Auflage. 265 pp.
- TOPÁL, G. (1999): *Myotis blythii* (Tomes, 1857). In: MITCHELL-JONES, A.J.; AMORI, G.; BOGDANOWICZ, W.; KRYSZTOFEK, B.; REIJNDERS, P.H.J.; SPITZENBERGER, F.; STUBBE, M.; THISSEN, J.B.M.; VOHRALIK, V. & ZIMA, J. (Edit.): *Atlas of European Mammals*. Academic Press, London: 102-103.

TOPÁL, G. & RUEDI, M. (2001): *Myotis blythii* (Tomes, 1857) – Kleines Mausohr. In: KRAPP, F. (Edit.): Handbuch der Säugetiere Europas. Aula Verlag. 210-255.

Mit speziellem Österreichbezug:

AMON, H.; BAAR, A.; ENGL, K. & PÖLZ, W. (1993): Fledermauskundliche Kartierung des mittleren Burgenlandes. In: LEITNER, J. & VOGEL, W. (Edit.): Fledermäuse als Bioindikatoren. Umweltbundesamt Reports. 92 pp.

BAAR, A.; MAYER, A. & WIRTH, J. (1986): 150 Jahre Fledermausforschung in der Hermannshöhle. Ann. Naturhist. Mus. 88/89: 223-243.

BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Listen der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). IN: GEPP, J. (Edit.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BUJF Band 2: 35-39.

FREITAG, B. (1994): Gebäudebewohnende Fledermäuse in der Obersteiermark – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 124: 247-269.

FREITAG, B. (1996): Gebäudebewohnende Fledermäuse in den steirischen Bezirken Hartberg, Weiz, Graz-Umgebung und der Stadt Graz – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 126: 207-223.

FREITAG, B. & FREITAG, P. (1996): Überwinternde Fledermäuse in Höhlen und Stollen der Landeshauptstadt Graz (Steiermark, Österreich) und ihrer nächsten Umgebung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 125: 225-234.

KEPKA, O. (1960): Die Ergebnisse der Fledermausberingung in der Steiermark vom Jahre 1949-1960. Bonn. Zool. Beitr. 11(Sonderheft): 54-76.

KEPKA, O. (1961): Über die Verbreitung einige Fledermäuse in der Steiermark. Mitt. naturw. Verein Steiermark: 58-76.

MAHNERT, V. (1969): Funde von *Myotis oxygnathus* (Monticelli, 1885) in Nordtirol (Österreich) und in der Schweiz. Rev. Suisse Zool. 67: 1039-1044.

MRKOS, H. (1962): Fledermausbeobachtungen in der Hermannshöhle bei Kirchberg am Wechsel, Niederösterreich. Bonn. Zool. Beitr. 13: 274-283.

SPITZENBERGER, F. (1988): Großes und Kleines Mausohr *Myotis myotis* Borkhausen, 1797 und *Myotis blythii* Tomes, 1857 (Mammalia, Chiroptera) in Österreich. Mammalia austriaca 15. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 42: 1-68.

SPITZENBERGER, F. (1995): Die Säugetiere Kärntens. Teil I. Carinthia II 185./105: 247-352.

SPITZENBERGER, F. (2000): Ein Beitrag zur Kenntnis der Fledermausfauna (Chiroptera) Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau 8: 9-24.

SPITZENBERGER, F. & MAYER, A. (1988): Aktueller Stand der Kenntnis der Fledermausfauna Osttirols und Kärntens; zugleich Mammalia austriaca 14 (*Myotis capaccinii* BONAPARTE, 1837, *Pipistrellus Pipistrellus kuhlii* KUHL, 1819, und *Pipistrellus savii*, BONAPARTE, 1837). Ann. Naturhist. Mus. Wien. 90: 69-91.

SPITZENBERGER, F. & BAUER, K. (2001d): Kleines Mausohr *Myotis oxygnathus* Monticelli, 1885. In SPITZENBERGER, F. (Edit.): Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Bd. 13: 179-185.

VORAUER, A. (2001): Artenschutzprojekt Fledermäuse – Tirol 2001. Unpubl. Tätigkeitsbericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung Abt. Naturschutz und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 19 pp.

VORAUER, A. & WALDER, C. (1996): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen - Endbericht der Erhebungen im Untersuchungszeitraum 1995/96 im Tiroler Oberland und Außerfern - Ergebnisteil (mit Berücksichtigung aller Tiroler Fledermausdaten). Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 98 pp.

VORAUER, A. & WALDER, C. (1999): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen. Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 57 pp.

Wichtige Österreichische Datenquellen:

- ❖ Fledermaus-Datenbank der Koordinationsstelle für Fledermausschutz und –forschung in Österreich (Wilhering)
- ❖ Fledermauskundliche Arbeitsgemeinschaft (Wien)
- ❖ Naturhistorisches Museum (Wien)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich und im Ausland:

- ❖ Dr. F. SPITZENBERGER, Naturhistorisches Museum Wien
- ❖ Dr. R. ARLETTAZ, Universität Bern, Schweiz
- ❖ Dipl. Biol. R. GÜTTINGER, Wattwil, Schweiz

6.2 Indikatoren und Schwellenwerte

6.2.1 Indikatoren für die Population

Population	A	B	C
Wochenstuben	1) <i>Reine Kolonien</i> dieser Art: Populationszunahme im Wochenstubenquartier (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> 2) <i>Mischkolonien</i> mit Großem Mausohr: der geschätzte Anteil Kleiner Mausohren in der Kolonie nimmt zu <u>und</u> die Gesamt-Koloniegröße bleibt zumindest stabil	1) <i>Reine Kolonien</i> dieser Art: Stabile Population im Wochenstubenquartier ($\pm 20\%$ in 6 Jahren) <u>oder</u> 2) <i>Mischkolonien</i> mit Großem Mausohr: der geschätzte Anteil Kleiner Mausohren in der Kolonie bleibt stabil <u>und</u> die Gesamt-Koloniegröße bleibt zumindest stabil	1) <i>Reine Kolonien</i> dieser Art: Populationsabnahme im Wochenstubenquartier (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> 2) <i>Mischkolonien</i> mit Großem Mausohr: der geschätzte Anteil Kleiner Mausohren in der Kolonie bleibt stabil <u>und</u> die Gesamt-Koloniegröße nimmt ab <u>oder</u> 3) <i>Mischkolonien</i> mit Großem Mausohr: der geschätzte Anteil der Kleinen Mausohren nimmt ab <u>und</u> die Gesamt-Koloniegröße bleibt stabil
Winterquartiere	Populationszunahme im Winterquartier (mehr als 10% in 6 Jahren)	Jährliche Nachweise (unabhängig von der Anzahl der Tiere)	Nachweis nur mehr alle 2 Jahre oder weniger oft (unabhängig von der Anzahl der Tiere)
Habitatqualität	A	B	C
Jagdgebiet	Im Umkreis von 10 km um Wochenstubenquartiere sind > 40 % der Fläche als geeig-	Im Umkreis von 10 km um Wochenstubenquartiere sind 40 bis 20 % der Fläche als	Im Umkreis von 10 km um Wochenstubenquartiere sind < 20 % der Fläche als geeig-

	nete Jagdgebiete einzustufen (vgl. GÜTTINGER et al. 1998): 1) trockene, steppenähnliche Graslandschaften (ARLETTAZ 1996) <u>oder</u> 2) ungemähte Ried- und Streuwiesen (GÜTTINGER et al. 1998)	geeignete Jagdgebiete einzustufen (vgl. GÜTTINGER et al. 1998): 1) trockene, steppenähnliche Graslandschaften (ARLETTAZ 1996) <u>oder</u> 2) ungemähte Ried- und Streuwiesen (GÜTTINGER et al. 1998)	nete Jagdgebiete einzustufen (vgl. GÜTTINGER et al. 1998): 1) trockene, steppenähnliche Graslandschaften (ARLETTAZ 1996) <u>oder</u> 2) ungemähte Ried- und Streuwiesen (GÜTTINGER et al. 1998)
Störungspotenzial der Wochenstubenquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar: 1) keine Umbauten im Quartierbereich geplant <u>und</u> sehr selten Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.) <u>und</u> regelmäßige Betreuung durch Fledermausexperten oder geschulte Quartierbetreuer	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) keine Umbauten im Quartierbereich geplant <u>und</u> sehr selten Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.) <u>und</u> keine regelmäßige Betreuung durch Fledermausexperten oder geschulte Quartierbetreuer <u>oder</u> 2) geplanter Umbau im Quartierbereich <u>und</u> Betreuung durch Fledermausexperten	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geplanter Umbau im Quartierbereich <u>und</u> keine Betreuung durch Fledermausexperten <u>oder</u> 2) drohender Abriss des Gebäudes <u>oder</u> 3) häufige Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.)
Störungspotenzial der Winterquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geringer Befahrungsdruck (z.B. Unrat frequent vorhanden)	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) Verschluss der Öffnungen <u>oder</u> 2) touristische Nutzung erkennbar (Russ an den Hangplätzen bzw. Lagerfeuerreste, etc.) <u>oder</u> 3) Veränderungen des Mikroklimas

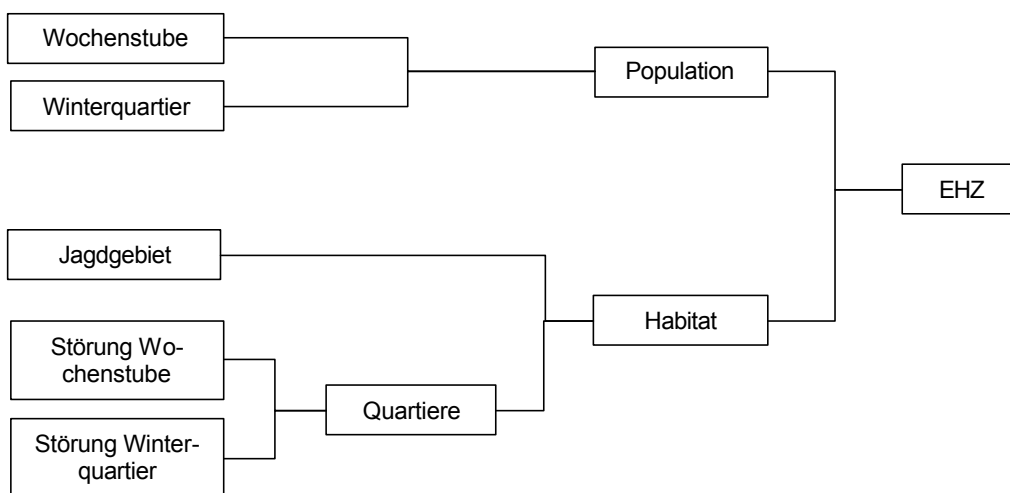
6.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Population	A	B	C
Sommerpopulation	> 75 % der Quartiere wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Quartiere wurden mit A oder B bewertet	> 50 % der Quartiere wurden mit C bewertet
Winterpopulation	> 75 % der Quartiere wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Quartiere wurden mit A oder B bewertet	> 50 % der Quartiere wurden mit C bewertet
Habitatqualität	A	B	C

Jagdgebiet	> 75 % der Jagdgebiete im Gebiet wurden mit A oder B bewertet	50-75 der Jagdgebiete im Gebiet wurden mit A oder B bewertet	> 50 % der Jagdgebiete im Gebiet wurden mit C bewertet
Störungspotenzial der Quartiere	> 75 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit A oder B bewertet	> 50 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit C bewertet

6.3 Bewertungsanleitung

6.3.1 Bewertungsanleitung für die Population



Population

		Wochenstuben		
		A	B	C
Winterquartiere	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Quartiere

		Störung der Wochenstuben		
		A	B	C
Störung der Winterquartiere	A	A	A	B
	B	A	B	C
	C	B	C	C

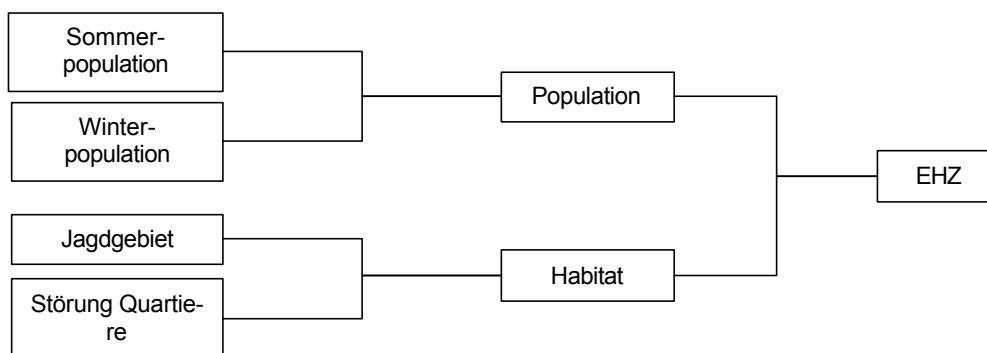
Habitatqualität

		Jagdgebiet		
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

		Population		
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

6.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet



Population

		Sommerpopulation		
Winterpopulation		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Habitatqualität

		Jagdgebiet		
Störung Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

	Population			
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

7 1308 BARBASTELLA BARBASTELLUS (SCHREBER, 1774)

7.1 Schutzobjektsteckbrief

7.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Mopsfledermaus

7.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae

Aus Europa sind keine Unterarten beschrieben (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998).

Merkmale (nach SCHOBER & GRIMMBERGER 1998): mittelgroße Art (Unterarmlänge: 36,5-43,5 mm, Spannweite: 262-292 mm, Gewicht: 6-14 g); Schnauze mopsartig gedrunken, Ohrmuscheln breit, öffnen sich nach vorne, Ohrinnenränder sind an der Basis miteinander verwachsen.

Das Fell ist relativ lang und seidig; die Haarbasis schwarz, Oberseite schwarzbraun mit weißlichen oder gelblich-weißen Spitzen, dadurch wie bereift, Unterseite dunkelgrau; Flügel schmal und lang.

Im Ultraschalldetektor sind die lauten und kurzen Rufe besonders im Bereich von 32-33 kHz gut hörbar, wobei jedoch auch häufig alternierende, leisere Rufe auf 40-44 kHz verwendet werden (AHLÉN 1990). Die Ultraschallrufe der Mopsfledermaus sind verglichen mit anderen Fledermausarten gut zu differenzieren und können von erfahrenen Fledermausexperten zur Artbestimmung herangezogen werden, vor allem, wenn die beiden alternierenden Rufe verwendet werden (vgl. AHLÉN 1990, AHLÉN & BAAGØE 1999).

7.1.3 Biologie

Mopsfledermäuse beziehen ihre Wochenstuben nach SPITZENBERGER & BAUER (2001 f) in Österreich ab Anfang Mai, je nach Witterung werden diese Mitte bis Ende August wieder verlassen.

Paarungen finden bei Mopsfledermäusen, wie bei den meisten heimischen Arten, im Herbst statt, teilweise auch noch im Winterquartier, die Befruchtung erfolgt jedoch erst nach dem Aufwachen aus dem Winterschlaf (REYMOND & ARLETTAZ 1995, SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Die Geburten erfolgen ab Mitte Juni, es werden ein, seltener zwei Jungtiere je Weibchen geboren (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Diese sind bei der Geburt nackt und blind, wachsen aber rasch heran und erreichen nach 8-9 Wochen die Größe der erwachsenen Tiere (RYDELL & BOGDANOWICZ 1997).

Freilanduntersuchungen an Mopsfledermäusen zeigen, dass diese ihre Beute nahezu ausschließlich in der Luft erbeuten (SIERRO 1999). In der Schweiz jagten telemetrierte Tiere in 2-4 m Höhe über den Baumkronen eines trockenen Kiefernwaldes (SIERRO 1999), und STEINHAUSER (2002) belegte, ebenfalls mittels Radio-Telemetrie, dass der Nahrungserwerb sowohl in ausgedehnten Flächen als auch entlang von Leitstrukturen erfolgte. Auch in den Salzburger Salzachauen jagen Mopsfledermäuse bevorzugt entlang von Waldwegen und ehemaligen Altarmen (eigene Daten).

Die Nahrung von Mopsfledermäusen besteht häufig nahezu ausschließlich aus Kleinschmetterlingen, darunter sehr viele mit einem Tympanalorgan ausgestattete, und damit die Ultraschallrufe der Fledermäuse hörende Arten (SIERRO & ARLETTAZ 1997, RYDELL et al. 1996). In deutlich geringerem Umfang werden auch andere Insekten erbeutet (Tipulidae, Chironomidae, Culicidae). Diese hohe Spezialisierung auf eine Beutetiergruppe steht nach RYDELL et al.

1996 in Zusammenhang mit dem engen Maulspalt und deren relativ kleinen Zähnen, welche die Aufnahme größerer Nahrungstiere mit einem härterem Chitinpanzer erschwert (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998).

Die mittels radiotelemetrischer Methoden ermittelten Jagdradien von Mopsfledermäusen in Deutschland betragen 4-5 km rund um die Wochenstubenquartiere (STEINHAUSER 2002). Die Aktionsräume der Mopsfledermäuse sind jedoch im Vergleich zu anderen Fledermausarten relativ klein (STEINHAUSER 2002).

Mopsfledermäuse sind nach SCHOBER & GRIMMBERGER (1998) ortstreu oder legen nur kurze Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartier zurück, die häufig nur bis zu 15 km betragen. Die weiteste Wanderung betrug 290 km und wurde zwischen Österreich (Steiermark) und Ungarn festgestellt (KEPKA 1960).

7.1.4 Autökologie

Wenngleich Wochenstuben von Mopsfledermäusen vor allem an Gebäuden gefunden werden, müssen als primäre Quartiertypen abstehende Borke an Bäumen, sowie Baumhöhlen in Betracht gezogen werden (MESCHÉDE & HELLER 2000, STEINHAUSER 2002). Die in Österreich bekannt gewordenen Wochenstubenquartiere befinden sich in Spaltenquartieren von Gebäuden (Daten der Artenschutzprojekte Fledermäuse in Kärnten und Salzburg, SPITZENBERGER & BAUER 2001 f), wobei die Tiere sehr häufig hinter Holzbretterwänden oder Fensterbalken hängen. Ein weiterer für Wochenstubenkolonien genutzter Quartiertyp sind Fledermauskästen (vor allem Flachkästen). Kolonien von Mopsfledermäusen sind in der Regel in der Nähe von oder in Wäldern anzutreffen (MESCHÉDE & HELLER 2002). Zudem wechselt eine Kolonie ihre Hangplätze bzw. Quartiere im Sommer sehr häufig, das Vorhandensein mehrerer Quartiere dürfte eine wichtige Voraussetzung für eine Besiedlung durch diese Art sein (STEINHAUSER 2002).

Als Winterquartiere nutzen Mopsfledermäuse in Mitteleuropa häufig natürliche Höhlen (inkl. Lebensraumtyp 8310 – Nicht touristisch erschlossene Höhlen) und Stollen, aber auch Keller, Druckrohrstollen, Bunkeranlagen, Fels- und Mauerspalten (RYDELL & BOGDANOWICZ 1997). Mopsfledermäuse überwintern häufig an exponierten und stark bewetterten Stellen innerhalb der Quartiere, bei kühlen Temperaturen von ca. 0-5°C (Extremwerte -6°C und 9,5°C) und einer relativ geringen Luftfeuchte von 75-90% (RYDELL & BOGDANOWICZ 1997).

Als wichtigste Jagdhabitats dieser Art konnten in Deutschland nahezu ausnahmslos Wälder unterschiedlicher Struktur und Diversität festgestellt werden (MESCHÉDE & HELLER 2000, STEINHAUSER 2002), wobei mittels einer GIS-Analyse ein überdurchschnittlich hoher Laubwaldanteil im Jagdlebensraum von Mopsfledermäusen gefunden wurde (GLEICH 2002). Als potenziell bedeutende Jagdhabitats unter den im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen können für Mopsfledermäuse vor allem folgende in Betracht gezogen werden: 9110 – Hainsimsen-Buchenwald, 9130 – Waldmeister-Buchenwald, 9140 – Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius*, 9150 – Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald, 9170 – Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, 9180 – Schlucht- und Hangmischwälder, 91D0 – Moorwälder, 91E0 – Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*, 91F0 – Hartholzauwälder mit *Quercus rubor*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia*, 91G0 – Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus*, 91H0 – Pannonische Flaumeichenwälder, 91I0 – Euro-sibirische Eichen-Steppenwälder, 9260 – Kastanienwälder, 9410 – Montane bis subalpine bodensaure Fichtenwälder, 9530 – Submediterrane Kiefernwälder mit endemischen Schwarzkiefern.

7.1.5 Populationsökologie

Die Wochenstubengröße von Mopsfledermäusen beträgt in Österreich zumeist 5-30 Individuen, kann jedoch in Einzelfällen bis zu 80 Weibchen erreichen (SPITZENBERGER & BAUER 2001)

f). Die festgestellten Individuenzahlen in den Winterquartieren sind zumeist gering, vereinzelt können jedoch über 100 Individuen gezählt werden (Entrische Kirche, Salzburg). Große Winterquartiere wie in Deutschland, Polen und der Slowakei mit über 1000 und bis zu 7800 Individuen sind aus Österreich nicht bekannt (vgl. SCHOBER & GRIMMBERGER 1998).

Für Mopsfledermäuse ist ein Höchstalter von 21 $\frac{3}{4}$ Jahren nachgewiesen (ABEL 1970).

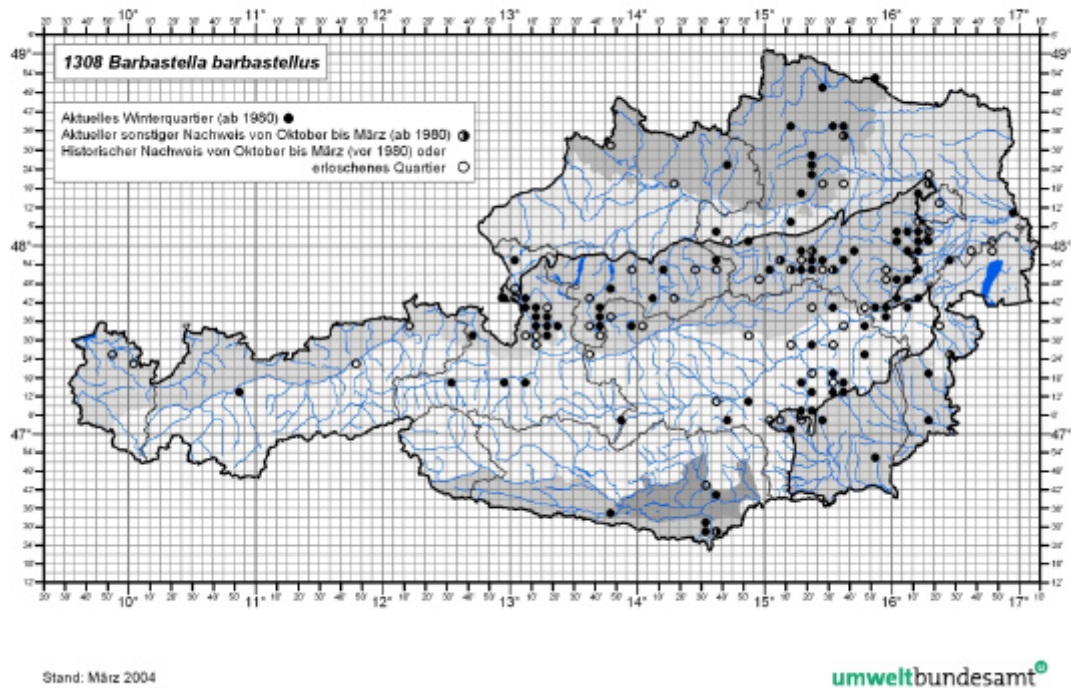
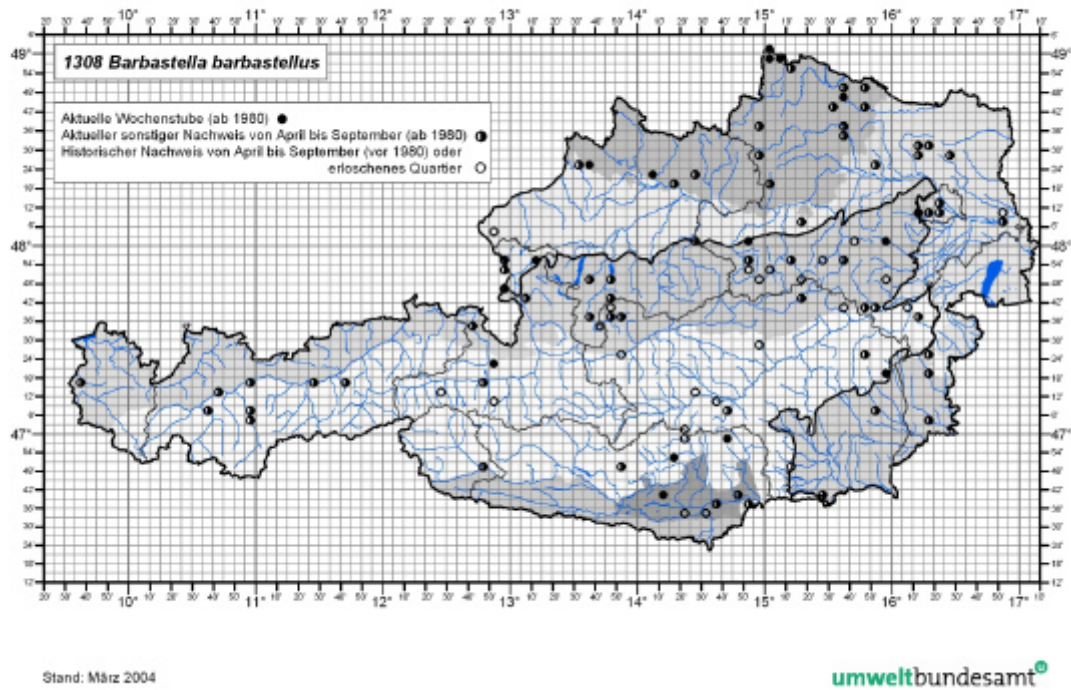
7.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Mopsfledermaus ist eine vor allem in Europa verbreitete Art, deren Gesamtareal bis in den Kaukasus reicht (RYDELL & BOGDANOWICZ 1997). Im Kaukasus trifft diese Art auf die sehr ähnliche, östliche Art *Barbastella leucomelas*.

Europa: Mopsfledermäuse sind aus den meisten Gebieten Europas nachgewiesen, ausgenommen Island, Nordirland, Schottland, große Teile Skandinaviens, Estland und viele Gebiete Südeuropas (URBANCZYK 1999). Aus Irland liegt ein Detektornachweis vor. Mopsfledermäuse sind in folgenden EU-Mitgliedsstaaten anzutreffen: Belgien, Deutschland, Dänemark, England, Frankreich, Griechenland, Italien, Luxemburg, Portugal, Österreich, Schweden und Spanien.

Österreich: In Österreich sind Vorkommen der Mopsfledermaus aus allen Bundesländern bekannt (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 f). Die Sommernachweise verteilen sich nahezu über das gesamte Bundesgebiet, wobei größere Flächen ohne Nachweise eher auf geringere Bearbeitungsintensität als auf ein Fehlen dieser Art zurückzuführen sind. Aussagen zur Verteilung der Wochenstubenquartiere erscheinen aufgrund des unzureichenden Erfassungsgrades nur eingeschränkt möglich, eine Akkumulation von Wochenstuben im nördlichen Waldviertel ist jedoch festzuhalten (SPITZENBERGER 1993, SPITZENBERGER & BAUER 2001 f). Winterquartiere sind vor allem aus den höhlenreichen Gebieten Österreichs bekannt und somit vor allem aus den nördlichen Kalkalpen von Vorarlberg bis Niederösterreich sowie aus den östlichen Randalpen, wobei viele Nachweise aus dem Mittelsteirischen Karst vorliegen (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 f).

Der Schwerpunkt der Höhenverbreitung lag für österreichische Wochenstuben in der submontanen Höhenstufe (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 f). Höhere Werte konnten für die übrigen Funde und die Winterquartiere festgestellt werden.



7.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Rote Liste IUCN: vulnerable (IUCN 2002)

Rote Liste Österreich: gefährdet (BAUER & SPITZENBERGER 1994)

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Anhang II der Berner Konvention und Anhang II der Bonner Konvention.

Entwicklungstendenzen: Wie die Ergebnisse der langjährigen Winterquartier-Erhebungen in der Entrischen Kirche, Salzburg zeigen waren dort in den 1970er und 1980er Jahren dramatische Bestandsrückgänge zu verzeichnen, wobei die Population nachfolgend wieder mehr oder minder kontinuierlich zunahm und in den letzten Jahren die Höchstwerte aus den 1960er Jahren erreicht hat (ACHLEITNER 2002).

Gefährdungsursachen: Als mögliche Begrenzungs- bzw. Gefährdungsursachen sehen MESCHEDE & HELLER (2000) und STEINHAUSER (2002) vor allem das eng umgrenzte Nahrungshabitat und eventuell Nahrungsknappheit durch eine geringe Flexibilität in der Nutzung verschiedener Nahrungsressourcen. Ein hohes und über das Jahr hinweg gleichmäßiges Angebot an Klein- und Nachtschmetterlingen scheint für das Vorkommen der Mopsfledermaus eine Grundvoraussetzung zu sein (MESCHEDE & HELLER 2000).

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Hinsichtlich der Quartiere ist diese Art offenbar in der Lage auf künstliche Spaltenhöhlräume auszuweichen, sofern sie in Waldnähe oder im Wald selber liegen. In allen Fällen muss aber das Vorhandensein einer Reihe von Quartieren gegeben sein, damit die Tiere diese häufig wechseln können (MESCHEDE & HELLER 2002). Für natürliche Quartiere in Wäldern geben diese Autoren einen Bedarf von 1-2 (Spalten-)Quartieren pro Hektar Wald an.

7.1.8 Verantwortung

Eine Einschätzung der Verantwortung Österreichs für den Erhalt dieser Art ist schwierig. Jedoch sind in Mitteleuropa und damit auch in Österreich die größten Dichten festzustellen, wodurch eine hohe Verantwortung gegeben scheint. Wie die Ergebnisse von Beringungsstudien zeigten (ABEL 1960 und 1976, KEPKA 1960), befinden sich in Österreich zudem Winterquartiere für Populationen aus anderen Regionen Europas (Ungarn, Deutschland).

7.1.9 Kartierung

Die Erfassung und das Monitoring von Mopsfledermäusen erfolgt vor allem durch die Kontrolle von Höhlen und Stollen während der Wintermonate (Jänner, Februar). Eine Möglichkeit um Mopsfledermäuse im Sommer zu erfassen, bietet der Einsatz von Ultraschalldetektoren. Mittels Zeitdehnungs-Detektoren und nachfolgender Analyse der aufgezeichneten Rufe am PC lassen sich Mopsfledermäuse sehr sicher in den Jagdgebieten nachweisen (AHLÉN & BAAGØE 1999, REITER et al. 2003). Demgegenüber ist die Erfassung von Wochenstubenquartieren durch eine systematische Kontrolle beispielsweise von Scheunen wohl nur auf lokaler Ebene möglich.

Eine Beurteilung der Jagdgebiete erfolgt im Umkreis von mindestens 5 km um die Wochenstubenquartiere und sollte eine quantitative Aufnahme der Wälder beinhalten. Anhand der vorliegenden Ergebnisse aus Deutschland, sollte dabei Augenmerk auf das Vorkommen von Laub- und Laubmischwäldern gelegt werden.

7.1.10 Wissenslücken

Der Erfassungsgrad hinsichtlich der Winterverbreitung von Mopsfledermäusen in Österreich kann im Vergleich zu anderen Fledermausarten als befriedigend eingestuft werden. Vor allem aber hinsichtlich der Wochenstubenvorkommen ist vermutlich nur ein kleiner Anteil der vorhan-

denen Quartiere bekannt. Durch den verstärkten Einsatz von Ultraschalldetektoren könnte auch hinsichtlich der Sommerverbreitung ein besseres Bild erzielt werden.

Zur Biologie und Ökologie dieser Art liegen aus Österreich vor allem ältere Arbeiten vor, welche sich hauptsächlich mit der Verbreitung und Faunistik (SPITZENBERGER 1993), den Wanderungen und dem Alter dieser Art befassten (ABEL 1960 und 1974, KEPKA 1960). Somit wären grundlegende Basisdaten zur Jagdgebietenutzung, zur Nahrungsökologie, zur Quartiernutzung ebenso wie weiterführende Untersuchungen zu Populationsdynamik erforderlich.

Standardisierte Monitoring-Programme für die Mopsfledermaus beziehen sich in Österreich ausschließlich auf Winterquartiere: Höhlen in Salzburg und Oberösterreich (ACHLEITNER 2002), Steirerischer Karst (z.B. MOCHE & POLT 1999), Höhlen in Kärnten und Salzburg („Artenchutzprojekt Fledermäuse“ in den Bundesländern Kärnten und Salzburg).

7.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- AHLÉN, I. (1990): Identification of bats in flight. Swedish Soc. for Conserv. of Nature and the Swedish Youth Ass. For Environm. Studies and Conserv. 50pp.
- AHLÉN, I. & BAAGØE, H.J. (1990): Use of ultrasound detectors for bat studies in Europe: experiences from field identification, surveys, and monitoring. *Acta Chiropterologica* 1: 137-150.
- ANON. (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities. 35(L 206): 7pp.
- DOLCH, D.; THIELE, K. & TEUBNER, J. (1997): Beobachtungen an einer Wochenstube der Mopsfledermaus *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774). 2. Mitteilung. *Nyctalus* 6: 211-213.
- IUCN (2002): 2002 IUCN Red List of Threatened Species. <www.redlist.org>. Downloaded on 14 August 2002.
- GLEICH, A. (2002): Großräumige Analysen mittels GIS zum Vorkommen von Wald und Fledermäusen in Bayern. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz* 71: 7-18.
- MESCHÉDE, A. & HELLER, K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern unter besonderer Berücksichtigung wandernder Arten. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz* 66: 374 pp.
- PODANY, M. (1995): Nachweis einer Baumhöhlen-Wochenstube der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) sowie einige Anmerkungen zum Überwinterungsverhalten im Flachland. *Nyctalus* 5: 473-479.
- REYMOND, A. & ARLETTAZ, R. (1995): *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774). In: HAUSSER, J. (Edit.): Säugetiere der Schweiz. Birkhäuser Verlag, Basel, Bosten, Berlin: 190-193.
- RICHARZ, K. (1989): Ein neuer Wochenstubennachweis der Mopsfledermaus *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) in Bayern mit Bemerkungen zu Wochenstubenfunden in der BRD und DDR sowie zu Wintervorkommen und Schutzmöglichkeiten *Myotis* 27: 71-80.
- RYDELL, J. & BOGDANOWICZ, W. (1997): *Barbastella barbastellus*. *Mammalian Species, American Society of Mammalogists* 557: 1-8.
- RYDELL, J.; NATUSCHKE, G.; THEILER, A. & ZINGG, P.E. (1996): The diet of the barbastelle bat *Barbastella barbastellus*. *Ecography* 19: 62-66.
- SIERRO, A. (1999): Habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). *J. Zool., Lond.* 248: 429-432.
- STEINHAUSER, D. (2002): Untersuchungen zur Ökologie der Mopsfledermaus, *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774), und der Bechsteinfledermaus, *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) im Süden des Landes Brandenburg. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz* 71: 81-98.

URBANCZYK, Z. (1999): *Barbastella barbastellus* (SCHREBER, 1774). In: MITCHELL-JONES, A.J.; AMORI, G.; BOGDANOWICZ, W.; KRYSZTOFEK, B.; REIJNDERS, P.H.J.; SPITZENBERGER, F.; STUBBE, M.; THISSEN, J.B.M.; VOHRALIK, V. & ZIMA, J. (Edit.): Atlas of European Mammals. Academic Press, London: 146-147.

ZINGG, P.E. (1994): Neue Vorkommen der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus* Schreber, 1774) im Berner Oberland. Mitt. d. naturw. Ges. Thun: 121-132.

Mit speziellem Österreichbezug:

ABEL, G. (1960): 24 Jahre Beringung von Fledermäusen im Lande Salzburg. Bonner Zool. Beiträge 11(Sonderheft): 25-32.

ABEL, G. (1970): Zum Höchstalter der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*). Myotis 8: 38.

ABEL, G. (1976): Vorkommen und Verbreitung der Chiropteren des Landes Salzburg/Österreich. Myotis 14: 15-24.

ACHLEITNER, A. (2002): Fledermaus-Sonderheft. Höhlenkundliche Vereinsinformation, Verein für Höhlenkunde Hallstatt-Obertraun. Jahrgang 23: 1-38.

AMON, H.; BAAR, A.; ENGL, K. & PÖLZ, W. (1993): Fledermauskundliche Kartierung des mittleren Burgenlandes. In: LEITNER, J. & VOGEL, W.: Fledermäuse als Bioindikatoren. Umweltbundesamt Reports. 92 pp.

BAAR, A.; MAYER, A. & WIRTH, J. (1986): 150 Jahre Fledermausforschung in der Hermannshöhle. Ann. Naturhist. Mus. 88/89: 223-243.

BASCHNEGGER, H. (1986): Die Fledermäuse Vorarlbergs unter spezieller Berücksichtigung des Brengenerwaldes und der Arten *Plecotus auritus* und *Rhinolophus hipposideros*. Unpubl. Dissertation Universität Wien. 105 pp.

BAUER, K.; BAAR, A.; ENGL, K.; MAYER, A. & PÖLZ, W. (1986): Die Fledermäuse des Nationalparks Hohe Tauern. Eine vorläufige Übersicht. Unpubl. Gutachten im Auftrag des Nationalparks Hohe Tauern. 13 pp.

BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Listen der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). IN: GEPP J. (Edit.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BUJF Band 2: 35-39.

FREITAG, B. (1996): Gebäudebewohnende Fledermäuse in den steirischen Bezirken Hartberg, Weiz, Graz-Umgebung und der Stadt Graz – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 126: 207-223.

FREITAG, B. & FREITAG, P. (1996): Überwinternde Fledermäuse in Höhlen und Stollen der Landeshauptstadt Graz (Steiermark, Österreich) und ihrer nächsten Umgebung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 125: 225-234.

HÜTTMEIR, U.; REITER, G. & JERABEK, M. (2002): Artenschutzprojekt Fledermäuse Kärnten-Salzburg-Tirol – Tätigkeitsbericht Kärnten 2002. Unpubl. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 20, Uabt. Naturschutz. 2-36.

JERABEK, M.; REITER, G. & HÜTTMEIR, U. (2002): Artenschutzprojekt Fledermäuse Kärnten-Salzburg-Tirol – Tätigkeitsbericht Salzburg 2002. Unpubl. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Amt der Salzburger Landesregierung Abt. 13 Naturschutz. 37-78.

KEPKA, O. (1960): Die Ergebnisse der Fledermausberingung in der Steiermark vom Jahre 1949-1960. Bonn. Zool. Beitr. 11(Sonderheft): 54-76.

KEPKA, O. (1961): Über die Verbreitung einige Fledermäuse in der Steiermark. Mitt. naturw. Verein Steiermark: 58-76.

KEPKA, O. (1981): Fledermäuse der Steiermark. Myotis 18-19: 168-179.

- KUTZENBERGER, H.; BAAR, A. & PÖLZ, W. (2000): Leitfaden zum Schutz der Fledermäuse in der Großstadt Wien. Amt der Wiener Landesregierung, MA22-Umweltschutz, 1082 Wien. 41 pp.
- MOCHE, W. & POLT, H. (1999): Fledermauskundliche Kontrollfahrt in den Mittelsteirischen Karst. Mitt. Landesver. f. Höhlenkunde i. d. Stmk. 28: 7-12.
- REITER, G.; JERABEK, M. & HÜTTMEIR, U. (2003): Fledermäuse in der Stadt Linz. Nat.kdl. Jahrb. Stadt Linz 45: 11-59.
- SPITZENBERGER, F. (1990): Die Fledermäuse Wiens. Jugend & Volk Edition, Wien.
- SPITZENBERGER, F. (1993): Die Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus* Schreber, 1774) in Österreich. Mammalia austriaca 20. Myotis 31: 111-153.
- SPITZENBERGER, F. (1995): Die Säugetiere Kärntens. Teil I. Carinthia II 185./105: 247-352
- SPITZENBERGER, F. (2000): Ein Beitrag zur Kenntnis der Fledermausfauna (Chiroptera) Vorarlbergs. Vorarlberger Naturschau 8: 9-24.
- SPITZENBERGER, F. (2002): Wissenschaftliche Grundlagen für die Auswahl von Schutzgebieten für FFH-Fledermausarten in Österreich. Natur und Landschaft 77: 81-85.
- SPITZENBERGER, F. & MAYER, A. (1988): Aktueller Stand der Kenntnis der Fledermausfauna Osttirols und Kärntens; zugleich Mammalia austriaca 14 (*Myotis capaccinii* BONAPARTE, 1837, *Pipistrellus Pipistrellus kuhlii* KUHL, 1819, und *Pipistrellus savii*, BONAPARTE, 1837). Ann. Naturhist. Mus. Wien. 90: 69-91.
- SPITZENBERGER, F. & BAUER, K. (2001 f): Mopsfledermaus *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774). In SPITZENBERGER, F. (Edit.): Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Bd. 13: 285-291.
- VORAUER, A. & WALDER, C. (1996): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen - Endbericht der Erhebungen im Untersuchungszeitraum 1995/96 im Tiroler Oberland und Außerfern - Ergebnisteil (mit Berücksichtigung aller Tiroler Fledermausdaten). Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 98 pp.
- VORAUER, A. & WALDER, C. (1999): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen. Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 57 pp.

Wichtige Österreichische Datenquellen:

- ❖ Fledermaus-Datenbank der Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich, Wilhering
- ❖ Fledermauskundliche Arbeitsgemeinschaft, Wien
- ❖ Naturhistorisches Museum, Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich und im Ausland:

- ❖ Dr. G. REITER, Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich, Wilhering
- ❖ Dr. F. SPITZENBERGER, Naturhistorisches Museum Wien
- ❖ Dr. A. ZAHN, Koordinationsstelle für Fledermausschutz in Südbayern, BRD

7.2 Indikatoren und Schwellenwerte

7.2.1 Indikatoren für die Population

Population ⁵	A	B	C
Wochenstuben	> 30 Ind.	30 bis 10 Ind.	< 10 Ind.
Winterquartiere	Populationszunahme im Winterquartier (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> > 15 Ind.	Stabile Population im Winterquartier (\pm 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> 2 bis 15 Ind.	Populationsabnahme im Winterquartier (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> < 2 Ind.
Habitatqualität	A	B	C
Jagdhabitat	Bewaldungsgrad mit Laub- und Laub-Mischwald im Umkreis von 5 km um Wochenstubenquartiere > 50 % (vgl. GLEICH 2002)	Bewaldungsgrad mit Laub- und Laub-Mischwald im Umkreis von 5 km um Wochenstubenquartiere 50 bis 30 % (vgl. GLEICH 2002)	Bewaldungsgrad mit Laub- und Laub-Mischwald im Umkreis von 5 km um Wochenstubenquartiere < 30 % (vgl. GLEICH 2002)
Quartierangebot im Wald	> 5 Spaltenquartiere an Bäumen / ha Wald (z.B. abstehende Borke, Baumspalten, etc.; vgl. MESCHEDE & HELLER 2002)	4-2 Spaltenquartiere an Bäumen / ha Wald (z.B. abstehende Borke, Baumspalten, etc.; vgl. MESCHEDE & HELLER 2002)	< 2 Spaltenquartiere an Bäumen / ha Wald (z.B. abstehende Borke, Baumspalten, etc.; vgl. MESCHEDE & HELLER 2002)
Störungspotenzial der Winterquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geringer Befahrungsdruk (z.B. Unrat frequent vorhanden)	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) Verschluss der Öffnungen <u>oder</u> 2) touristische Nutzung erkennbar (Russ an den Hangplätzen bzw. Lagerfeuerreste, etc.) <u>oder</u> 3) Veränderungen des Mikroklimas

⁵ Die Beurteilung der Population in den Winterquartieren soll wenn möglich in Form von Populationstrends erfolgen; Individuenzahlen sind Indikatoren mit geringerer Aussagekraft, welche jedoch bei Erstaufnahmen bzw. fehlenden Daten zu Populationstrends zur Anwendung kommen können. Populationstrends werden durch standardisierte jährliche Zählungen ermittelt.

7.2.2 Indikatoren für das Gebiet

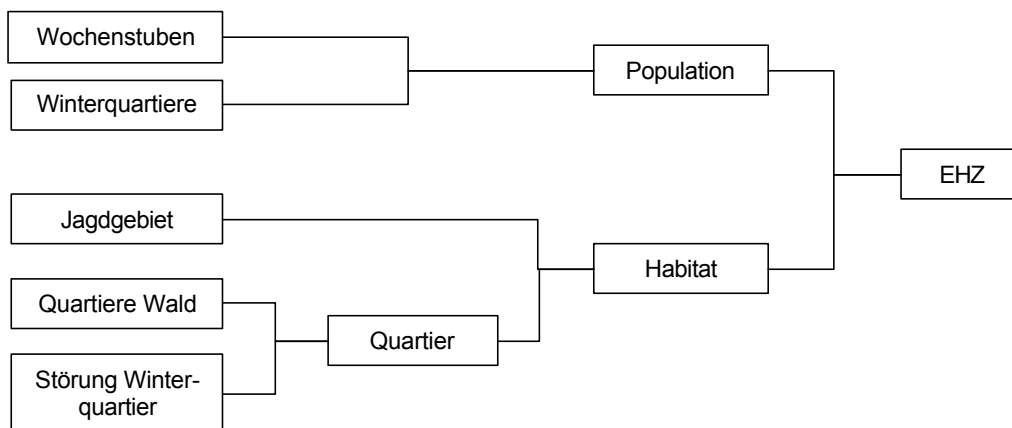
Population ⁶	A	B	C
Populationstrend in den Wochenstubenquartieren	Populationszunahme in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben > 30 Ind.	Stabile Population in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (\pm 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben 30 bis 10 Ind.	Populationsabnahme in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben < 10 Ind.
Anzahl Wochenstuben	1) Anzahl der Wochenstubenquartiere zunehmend (nur reelle Neubesiedlungen und nicht offiziell neu entdeckte bestehende, jedoch bislang unbekannte Quartiere) <u>oder</u> 2) Anzahl der Wochenstubenquartiere nach vorangegangener Zunahme nunmehr konstant	Anzahl der Wochenstubenquartiere konstant	Anzahl der Wochenstubenquartiere abnehmend
Populationstrend in den Winterquartieren	Populationszunahme in den Winterquartieren des Gebietes (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren > 15 Ind.	Stabile Population in den Winterquartieren des Gebietes (\pm 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren 15 bis 2 Ind.	Populationsabnahme in den Winterquartieren des Gebietes (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren < 2 Ind.
Anzahl Winterquartiere	1) Anzahl der Winterquartiere zunehmend (nur reelle Neubesiedlungen und nicht neu entdeckte bestehende, jedoch bislang unbekannter Quartiere) <u>oder</u> 2) Anzahl der Winterquartiere nach vorangegangener Zunahme nunmehr konstant	Anzahl der Winterquartiere konstant	Anzahl der Winterquartiere abnehmend

⁶ Die Beurteilung der Sommer- und Winterpopulation soll wenn möglich in Form von Populationstrends erfolgen; Durchschnittliche Individuenzahlen sind Indikatoren mit geringerer Aussagekraft, welche jedoch bei Erstaufnahmen bzw. fehlenden Daten zu Populationstrends zur Anwendung kommen können.

Habitatqualität	A	B	C
Jagdgebiet	Durchschnittlicher Bewal- dungsgrad mit Laub- und Laub-Mischwald im Umkreis von 5 km um Wochenstu- benquartiere > 50 % (vgl. GLEICH 2002)	Durchschnittlicher Bewal- dungsgrad mit Laub- und Laub-Mischwald im Umkreis von 5 km um Wochenstu- benquartiere 50 bis 30 % (vgl. GLEICH 2002)	Durchschnittlicher Bewal- dungsgrad mit Laub- und Laub-Mischwald im Umkreis von 5 km um Wochenstu- benquartiere < 30 % (vgl. GLEICH 2002)
Quartiersituation	> 75 % der Quartiere (Som- mer- und Winterquartiere) wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Quartiere wur- den mit A oder B bewertet	> mehr als 50 % der Quartie- re wurden mit C bewertet

7.3 Bewertungsanleitung

7.3.1 Bewertungsanleitung für die Population



Population

		Wochenstuben		
		A	B	C
Winterquartiere	A	A	B	B
	B	B	B	B
	C	C	C	C

Quartier

		Quartierangebot im Wald		
		A	B	C
Störung der Winterquartiere	A	A	A	C
	B	A	B	C
	C	C	C	C

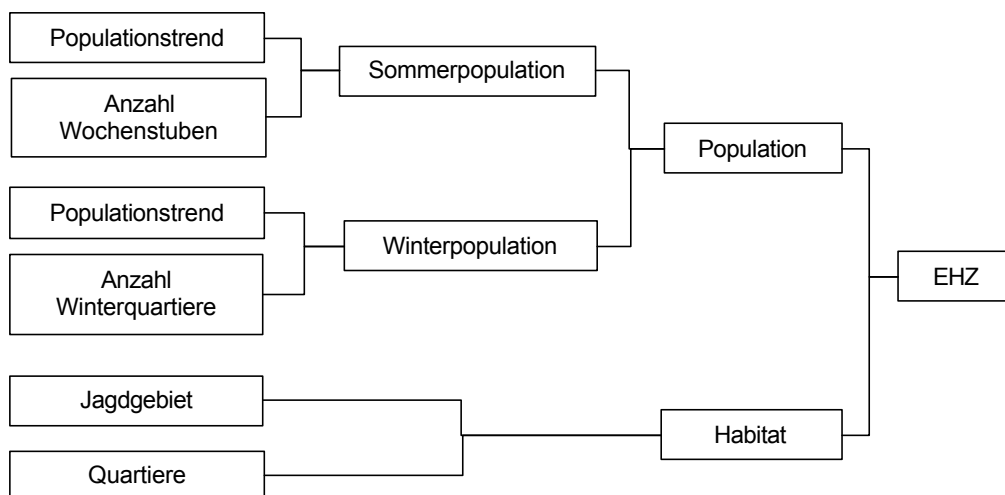
Habitatqualität

	Jagdgebiet			
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

	Population			
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

7.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet



Sommerpopulation

	Populationstrend			
Anzahl Wochen- stuben		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Winterpopulation

		Populationstrend		
Anzahl Winter- quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Population

		Sommerpopulation		
Winterpopula- tion		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Habitatqualität

		Jagdgebiet		
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

		Population		
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

8 1310 MINIOPTERUS SCHREIBERSII (KUHL, 1819)

8.1 Schutzobjektsteckbrief

8.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Langflügel-Fledermaus

8.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae

Aus Europa ist nur die Nominatform *M. sch. schreibersii* (KUHL, 1819) beschrieben, weitere Unterarten sind aus den N-Iran (*M. sch. pallidus*, THOMAS, 1907) und aus Nepal (*M. sch. fuliginosus*, HODGSON, 1835) beschrieben (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998).

Merkmale (nach SCHOBER & GRIMMBERGER 1998): mittelgroße Art (Unterarmlänge: 45,4-48 mm, Spannweite: 305-342 mm, Gewicht: 9-16 g); sehr kurze Schnauze, gewölbte Stirn, Ohren kurz, dreieckig, weit auseinanderstehend, überragen den Scheitel des Kopfes nicht, Tragus kurz, nach innen gebogen, an der Spitze abgerundet.

Das Rückenfell ist lang; am Kopf kurz, dicht und aufrecht stehend, Oberseite ist graubraun bis aschgrau, Unterseite etwas heller grau. Die Flügel sind schmal und lang, 2. Glied des III. Fingers etwa drei mal so lang wie 1. Glied.

Im Ultraschall-Detektor sind die Rufe der Langflügel-Fledermaus besonders im Bereich von 51-55 kHz gut hörbar (AHLÉN 1990). Die Ultraschallrufe dieser Art sind jedoch sehr ähnlich denen der Mücken-Fledermaus wodurch eine Artbestimmung nur anhand des Ultraschall-Detektors problematisch ist (vgl. ZINGG 1990, RUSSO & JONES 2002).

8.1.3 Biologie

Langflügel-Fledermäuse weisen eine von den übrigen heimischen Fledermausarten abweichende Fortpflanzungsbiologie auf (MOESCHLER 1995, SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Im Gegensatz zu anderen Arten läuft die sexuelle Aktivität der Männchen und der Östrus der Weibchen im Herbst synchron ab und es kommt unmittelbar nach der Paarung zur Befruchtung (MOESCHLER 1995). Die Entwicklung des Fötus wird während des Winter jedoch stark verzögert wodurch die Tragzeit 8-9 Monate dauern kann (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Dieses bemerkenswerte Phänomen ist Arten tropischen Ursprungs eigen, denen es gelungen ist die südlichen Regionen der gemäßigten Zone zu besiedeln (MOESCHLER 1995). Die Geburten erfolgen Ende Juni/Anfang Juli, wobei zumeist ein Junges, selten Zwillinge geboren werden (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Die Jungtiere wachsen rasch heran und sind am 37.-41. Tag flugfähig (SERRA-COBO 1989).

Diese Art ist aufgrund ihrer lang und schmalen Flügel ein sehr schneller Flieger (sie kann bis 50-55 km/h erreichen) und erbeutet ihre Nahrung ausschließlich im freien Luftraum (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Die Nahrung besteht hauptsächlich aus Fluginsekten: Diptera, Coleoptera (MOESCHLER 1995).

Langflügel-Fledermäuse gelten zumindest im Norden als wandernde Art (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998), Sommerquartiere liegen bis 100 km und mehr von den Winterquartieren entfernt. Die mittels Beringung für österreichische Langflügel-Fledermäuse ermittelten Wanderbewegungen wurden von BAUER & STEINER (1960) und später SPITZENBERGER (1981) vor allem an Tieren aus dem Burgenland (St. Margarethen) und der Steiermark untersucht, wobei Entfernungen bis zu 340 km festgestellt wurden. Nach PALMEIRIM & RODRIGUES

(1995) zeigen Langflügelfledermäuse jedoch eine enge Bindung an die Quartiere in denen sie geboren wurden, welche in den ersten Lebenswochen gebildet wird.

8.1.4 Autökologie

Aus Österreich sind derzeit keine Wochenstuben mehr bekannt (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 g). Wochenstubenquartiere befinden sich im Mittelmeerraum und im Osten Europas vornehmlich in Höhlen, Stollen oder auch Kellergewölben im Norden des Verbreitungsgebietes sind jedoch auch gelegentlich solche Quartiere in großen Dachräumen bekannt geworden (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Die Quartiertemperatur einer Wochenstubenkolonie in einer Spanischen Höhle betrug 18°C und die relative Luftfeuchte betrug 92% (SERRA-COBO 1989).

Als Winterquartiere nutzen Langflügelfledermäuse vornehmlich natürliche Höhlen (inkl. Lebensraumtyp 8310 – Nicht touristisch erschlossene Höhlen), seltener Stollen wo sie bei Temperaturen von 7-12 C freihängend an der Wand oder der Decke, z.T. in Clustern überwintern (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Spanische Langflügelfledermäuse verloren während der Wintermonate durchschnittlich 23% ihres Körpergewichtes (SERRA-COBO et al. 2000).

Als wichtigste Jagdhabitats dieser Art konnten in Süditalien vor allem Flüsse und in etwas geringererem Ausmaß Kastanienwälder und Olivenhaine festgestellt werden (RUSSO & JONES 2003). Flüsse stellen nach SERRA-COBO et al. (2000) zudem wichtige Orientierungshilfen für Langflügelfledermäuse dar, welche auch im Hinblick auf Wanderungen von Bedeutung sein können.

Angaben über potenziell bedeutende Jagdhabitats unter den im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen erscheinen für Langflügelfledermäuse aufgrund des unzureichenden Kenntnisstandes über die Jagdhabitatnutzung derzeit nicht sinnvoll.

8.1.5 Populationsökologie

Die Wochenstubengrößen von europäischen Langflügelfledermäusen betragen oft mehr als 1000 Individuen, aus Bulgarien ist eine Wochenstube mit 14000 Individuen bekannt (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998).

Für Langflügelfledermäuse ist ein Höchstalter von über 16 Jahren nachgewiesen (RACHMATULINA 1971, SPITZENBERGER & BAUER 2001 g).

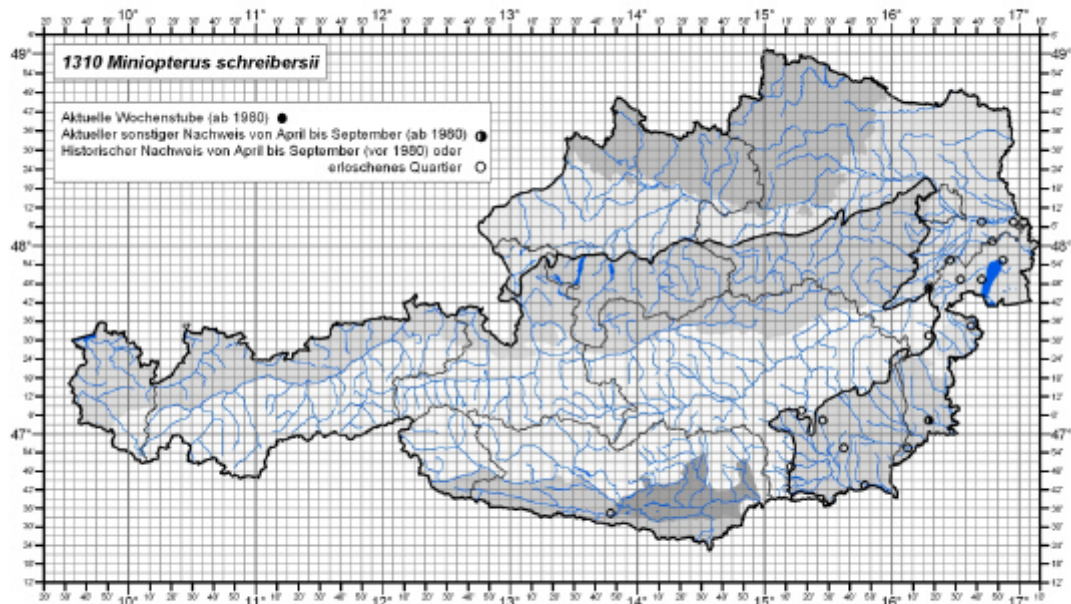
8.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Langflügelfledermaus ist tropischen Ursprungs, deren Verbreitungsareal sich nach Norden ausgedehnt hat und die aktuell von Portugal bis nach Japan vorkommt. In der alten Welt ist sie weit verbreitet: von Europa bis nach China, Japan, Neu Guinea, Australien, Afrika (MOESCHLER 1995).

Europa: In Europa ist das Große Mausohr bis auf Island, die britischen Inseln und Skandinavien weit verbreitet und ist in den folgenden EU-Mitgliedsstaaten anzutreffen: Frankreich, Griechenland, Italien, Portugal, Österreich und Spanien

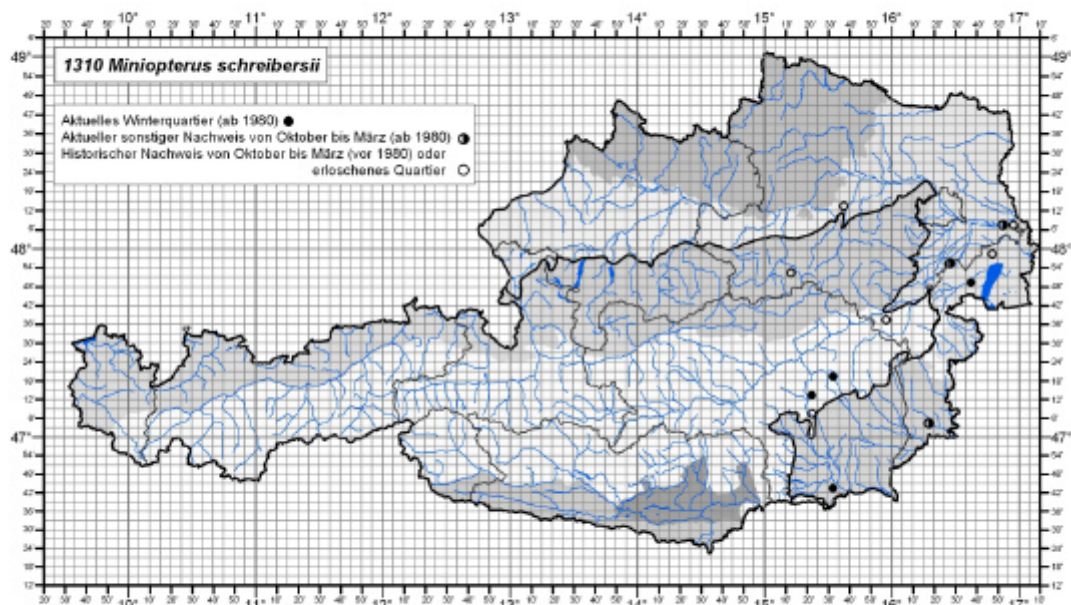
Österreich: In Österreich sind aktuelle Quartiere derzeit nur mehr aus den Bundesländern Steiermark und Burgenland bekannt, der jährliche Bestand wird insgesamt mit kaum mehr als 20 Individuen angegeben (SPITZENBERGER & BAUER 2001 g). Sowohl die ehemaligen, als auch die spärlichen rezenten Nachweise konzentrieren sich dabei auf den äußersten Osten und Südosten Österreichs.

Rezente österreichische Winterquartiere der Langflügelfledermaus liegen in der planar/kollinen und submontanen Höhenstufe, während holozäne Höhlenfunde bis in die subalpine Höhenstufe reichen (SPITZENBERGER & BAUER 2001 g).



Stand: März 2004

umweltbundesamt[®]



Stand: März 2004

umweltbundesamt[®]

8.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Rote Liste IUCN: lower risk / near threatened (IUCN 2002)

Rote Liste Österreich: vom Aussterben bedroht (BAUER & SPITZENBERGER 1994)

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Anhang II der Berner Konvention und Anhang II der Bonner Konvention.

Entwicklungstendenzen: Die europäischen Bestände der Langflügelfledermaus haben in den letzten Jahren stark abgenommen, wovon vor allem die nördlichen Population betroffen waren (RODRIGUES 1999). Auch die österreichischen Bestände unterliegen seit den 1950er Jahren einem dramatischen Rückgang, wobei die in Österreich bekannt gewordenen Quartiere vor allem zur Überwinterung und als Zwischenquartier genutzt wurden (SPITZENBERGER & BAUER 2001 g). Die zwei einzigen bekannten Wochenstuben (Bruck/Leitha und Jennersdorf) sind seit längerer Zeit erloschen.

Gefährdungsursachen: Als Gefährdungsursachen für die europäische Population nennt RODRIGUES (1999) vor allem den Verlust von Quartieren durch Verschluss, anthropogene Störungen in den Quartieren sowie den Einsatz von Insektiziden. Die Ursachen für den Rückgang der österreichischen Population sind sowohl in den Sommerquartieren der Karpatenpopulation zu suchen als auch in den Zwischen- und Winterquartieren in Österreich (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 g).

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Artenschutzmaßnahmen für diese Art beziehen sich in Österreich derzeit auf den Erhalt und die Verbesserung der aktuell bestehenden und ehemals bekannten Winter- und Zwischenquartiere. Vorsicht ist bei der Sicherung von Quartieren durch Gitter geboten, da diese Art solche nicht toleriert (RODRIGUES 1999).

Maßnahmen in den Jagdgebieten erscheinen aufgrund der fehlenden Grundlagen derzeit nur mit Einschränkungen möglich, fehlende Maßnahmen können jedoch durchaus einen Mitgrund für Populationsrückgänge darstellen.

8.1.8 Verantwortung

Wenngleich Österreich seine Bedeutung als westlichster Teil des Verbreitungsgebietes der großen Karpatenpopulation mittlerweile verloren hat (SPITZENBERGER & BAUER 2001 g), sollte dem Erhalt und der Verbesserung der letzten bekannten Quartiere verstärkte Aufmerksamkeit gewidmet werden. Auch bei den ehemaligen Quartieren ist dafür Sorge zu tragen, dass diese bei einer allfälligen Populationszunahme wieder als Quartier zur Verfügung stehen.

8.1.9 Kartierung

Vorkommen von Langflügelfledermäusen werden durch die Kontrolle von unterirdischen Quartieren wie Höhlen und Stollen erfasst. Wobei diese vor allem im Winter, jedoch auch im Herbst und Frühjahr kontrolliert werden sollten.

8.1.10 Wissenslücken

In Österreich ist außer über Wanderungen, Alter und die Winterquartieransprüche dieser Art kaum etwas bekannt. Vor allem erscheint eine sorgfältige Abklärung der Ursachen für die Bestandsrückgänge dringend notwendig um nachfolgend effiziente Schutzmaßnahmen durchführen zu können. So wäre beispielsweise abzuklären in wie weit die Vergitterung von Quartieren zum Rückgang beigetragen hat und wie die Jagdhabitatsituation um die Quartiere zu beurteilen ist.

Weitere Forschungsansätze betreffen vor allem die Nahrungsökologie dieser Art in Österreich. Zudem muss auch die Situation in den korrespondierenden Sommerquartieren eingehender

untersucht werden, wofür mit der EU-Osterweiterung wohl günstige Voraussetzung zur Zusammenarbeit mit Kollegen in den entsprechenden Ländern bestünden.

8.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- AHLÉN, I. (1990): Identification of bats in flight. Swedish Soc. for Conserv. of Nature and the Swedish Youth Ass. For Environm. Studies and Conserv. 50pp.
- ANON. (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities. 35(L 206): 7pp.
- IUCN (2002): 2002 IUCN Red List of Threatened Species. <www.redlist.org>. Downloaded on 14 August 2002.
- PALMEIRIM, J.M. & RODRIGUES, L. (1995): Dispersal and philopatry in colonial animals: the case of *Miniopterus schreibersii*. In: RACEY, P.A. & SWIFT, S.M. (Edit.): Ecology, evolution and behaviour of bats. Symp. zool. Soc. Lond. 67: 219-231.
- RACHMATULINA, J.K. (1971): On hibernation of bats in Azerbaijan. Zool. zhurn. 9: 1420-1422 (zit. nach SCHOBER & GRIMMBERGER 1998).
- RODRIGUES, L. (1999): *Miniopterus schreibersii* (KUHLE, 1817). In: MITCHELL-JONES, A.J.; AMORI, G.; BOGDANOWICZ, W.; KRYSZTOFEK, B.; REIJNDERS, P.H.J.; SPITZENBERGER, F.; STUBBE, M.; THISSEN, J.B.M.; VOHRALIK, V. & ZIMA, J. (Edit.): Atlas of European Mammals. Academic Press, London: 154-155.
- RUSSO, D. & JONES, G. (2002): Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. J. Zool., Lond. 258: 91-103.
- RUSSO, D. & JONES, G. (2003): Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. Ecography 26: 197-209.
- SERRA-COBO, J.; LOPEZ-ROIG, M.; MARQUES-BONET, T. & LAHUERTA, E. (2000): Rivers as possible landmarks in the orientation flight of *Miniopterus schreibersii*. Acta Theriologica 45: 347-352.
- SERRA-COBO, J.; LOPEZ-ROIG, M.; MARQUES-BONET, T. & MARTINEZ-RICA, J.-P. (2000): Body condition changes of *Miniopterus schreibersii* in autumn and winter. Rev. Écol. (Terre Vie) 55: 351-360.
- SERRA-COBO, J.; SANZ-TRULLEN, V. & MARTINEZ-RICA, J.-P. (1998): Migratory movements of *Miniopterus schreibersii* in the north-east of Spain. Acta Theriologica 43: 271-283.
- SERRA-COBO, J. (1989): Primary results of the study on *Miniopterus schreibersii* growth. In: HANAK, V.; HORACEK, I. & GAISLER, J. (Edit.): Proceedings IV European Bat Research Symposium 1987, Charles University Press, Praha: 169-173.
- MOESCHLER, P. (1995): *Miniopterus schreibersii* (Natterer in Kuhl, 1819). In: J. HAUSSER (Edit.): Säugetiere der Schweiz. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin: 194-197.
- ZINGG, P.E. (1990): Akustische Artidentifikation von Fledermäusen (Mammalia: Chiroptera) in der Schweiz. Revue suisse Zool. 97: 263-294.

Mit speziellem Österreichbezug:

- AMON, H.; BAAR, A.; ENGL, K. & PÖLZ, W. (1993): Fledermauskundliche Kartierung des mittleren Burgenlandes. In: LEITNER, J. & VOGEL, W.: Fledermäuse als Bioindikatoren. Umweltbundesamt Reports. 92 pp.
- BAAR, A.; MAYER, A. & WIRTH, J. (1986): 150 Jahre Fledermausforschung in der Hermannshöhle. Ann. Naturhist. Mus. 88/89: 223-243.
- BAUER, K. & H. STEINER (1960): Beringungsergebnisse an der Langflügelfledermaus (*Miniopterus schreibersii*) in Österreich. Bonn. Zool. Beitr. 11: 36-53.

- BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Listen der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). IN: GEPP J. (Edit.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BUJF Band 2: 35-39.
- FREITAG, B. (1994): Gebäudebewohnende Fledermäuse in der Obersteiermark – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 124: 247-269.
- FREITAG, B. (1996): Gebäudebewohnende Fledermäuse in den steirischen Bezirken Hartberg, Weiz, Graz-Umgebung und der Stadt Graz – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 126: 207-223.
- FREITAG, B. & FREITAG, P. (1996): Überwinternde Fledermäuse in Höhlen und Stollen der Landeshauptstadt Graz (Steiermark, Österreich) und ihrer nächsten Umgebung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 125: 225-234.
- KEPKA, O. (1960): Die Ergebnisse der Fledermausberingung in der Steiermark vom Jahre 1949-1960. Bonn. Zool. Beitr. 11(Sonderheft): 54-76.
- KEPKA, O. (1961): Über die Verbreitung einige Fledermäuse in der Steiermark. Mitt. naturw. Verein Steiermark: 58-76.
- KEPKA, O. (1981): Fledermäuse der Steiermark. Myotis 18-19: 168-179.
- MOCHE, W. & POLT, H. (1999): Fledermauskundliche Kontrollfahrt in den Mittelsteirischen Karst. Mitt. Landesver. f. Höhlenkunde i. d. Stmk. 28: 7-12.
- SPITZENBERGER, F. (1981): Die Langflügelfledermaus (*Miniopterus schreibersii* KUHL, 1819) in Österreich – Mammalia austriaca 5. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 10: 139-156.
- SPITZENBERGER, F. (1995): Die Säugetiere Kärntens. Teil I. Carinthia II 185./105: 247-352
- SPITZENBERGER, F. & BAUER, K. (2001 g): Langflügelfledermaus *Miniopterus schreibersii* (KUHL, 1819). In SPITZENBERGER, F. (Ed): Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Bd. 13: 309-316.

Wichtige Österreichische Datenquellen:

- ❖ Fledermaus-Datenbank der Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich, Wlihering
- ❖ Fledermauskundliche Arbeitsgemeinschaft, Wien
- ❖ Naturhistorisches Museum, Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich und im Ausland:

- ❖ Dr. F. SPITZENBERGER, Naturhistorisches Museum Wien
- ❖ Dr. L. RODRIGUES, Portugal

8.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Aufgrund der aktuell extrem negativen Bestandssituation sowie negativer Populationstrends (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 g) muss sowohl die Beurteilung des Erhaltungszustands für Österreich als auch jener der einzelnen Populationen als ‚ungünstig‘ eingestuft werden.

Zudem sind die Erstellung von Indikatoren und Bewertungsanleitungen anhand der eingeschränkten Angaben zur Ökologie dieser Art, vor allem zur Jagdhabitatsituation, sowie der starken Beeinflussung der Population durch Gefährdungsursachen welche außerhalb Österreichs wirken, derzeit nicht sinnvoll. Eine Erstellung von Indikatoren und Bewertungsanleitungen erscheint erst nach eingehenderen Studien zur Ökologie und Naturschutzbiologie dieser Art in Österreich möglich und angebracht (vgl. Kapitel Wissenslücken).

9 1321 MYOTIS EMARGINATUS (E. GEOFFROY, 1806)

9.1 Schutzobjektsteckbrief

9.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Wimperfledermaus

9.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae

Aus Europa und Nordafrika ist die Nominatform *M. e. emarginatus* beschrieben, östlich daran anschließend kommen noch weitere Unterarten vor (GEBHARD 1995, TOPÁL 2001).

Merkmale (nach TOPÁL 2001, SCHOBBER & GRIMMBERGER 1998): mittelgroße *Myotis*-Art (Unterarmlänge: 36-42 mm, Spannweite: 220-245 mm, Gewicht: 7-15 g); Ohr von mittlerer Länge, Außenrand im oberen Drittel mit fast rechtwinkliger, deutlicher Einbuchtung, Tragus lang und lanzettförmig, am Außenrand fein gekerbt; Außenfläche der Ohren mit auffälligen Papillen.

Das Fell ist lang, locker und wollig wirkend; die Oberseite ist dreifarbig: die Basis grau, die Mitte strohgelb und die Spitzen auffallend rostbraun bis fuchsrot, Unterseite gelblichgrau; Schnauze, Ohren und Flughäute rotbraun. An der Dorsalseite der Schwanzflughaut sitzen gekrümmte Härchen („Wimpern“), welche deren Rand überragen.

Im Ultraschalldetektor sind die kurzen (1-3 ms), frequenzmodulierten Rufe am besten im Frequenzbereich um 45-55 kHz hörbar (AHLÉN 1990). Die Ultraschallrufe der Wimperfledermaus sind jedoch je nach Jagdsituation unterschiedlich (SCHUMM et al. 1991), u.a. deshalb sind die Ultraschallrufe der europäischen *Myotis*-Arten derzeit nur mit großen Einschränkungen zur Artbestimmung verwendbar.

9.1.3 Biologie

Wimperfledermäuse beziehen ihre Wochenstuben erst Ende April bis Anfang Mai und verlassen diese teilweise bereits Anfang August wieder (KRULL 1988, TOPÁL 2001). In den Wochenstubenquartieren werden oft auch andere Fledermausarten, wie beispielsweise Kleine und Große Hufeisennasen, Große Mausohren, und im Süden Europas auch Langflügelfledermäuse angetroffen.

Weibchen dieser Art können schon im ersten Jahr begattet werden, eine Geburt im 1. Lebensjahr wurde jedoch noch nicht nachgewiesen (SCHOBBER & GRIMMBERGER 1998). Die ersten Geburten erfolgen in Mitteleuropa zum überwiegenden Teil Mitte Juni (KRULL 1988, SCHOBBER & GRIMMBERGER 1998, TOPÁL 2001), wobei in der Regel ein Junges geboren wird.

Die Jungtiere sind bei der Geburt nackt und blind, wachsen aber rasch heran. Nach ca. 3-4 Wochen werden die ersten Flugversuche im Quartier unternommen (KRULL 1988). Anschließend an die Jungenaufzucht folgt die Paarungszeit, die begatteten Weibchen speichern die Spermien danach bis zum nächsten Frühjahr. Die Befruchtung erfolgt erst nach dem Aufwachen aus dem Winterschlaf.

Während der Jagd bewegen sich Wimperfledermäuse in wendigem Flug (SCHOBBER & GRIMMBERGER 1998) und können auch im Rüttelflug Beutetiere vom Substrat (Blätter, Mauern) ablesen („foliage gleaning“), was mittels Nahrungsanalysen, radiotelemetrischer Untersuchungen und Infrarot-Video-Aufnahmen belegt ist (BAUEROVA 1986, KRULL et al. 1991, SCHUMM et al. 1991).

Die Nahrung besteht vielfach aus tagaktiven Arthropoden welche durch diese spezielle Jagdmethode erbeutet werden können; Spinnen können dabei zum Teil die Hauptkomponente in der Nahrung stellen (BAUEROVA 1986). Weitere wichtige Beutegruppen umfassen Diptera (*Brachycerca*) welche oft in Kuhställen erbeutet werden, Lepidoptera (auch Raupen), Coleoptera und Hymenoptera (BAUEROVA 1986, KRULL et al. 1991).

Die mittels radiotelemetrischer Methoden ermittelten Entfernungen zwischen Quartier und Jagdgebiet betragen für Wimperfledermäuse in Deutschland bis zu 10 km (KRULL et al. 1991), wobei die Tiere den überwiegenden Teil der Nacht fliegend verbrachten (KRULL et al. 1991). Die Flugrouten der Wimperfledermäuse in die Jagdgebiete weisen eine starke Strukturbindung auf (KRULL et al. 1991) und führen entlang von Hecken, Waldrändern oder ähnlichen strukturgebenden Elementen.

Wimperfledermäuse gelten überwiegend als ortstreu, Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartier betragen meist unter 40 km (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Für Österreich konnte KEPKA (1960) Entfernungen von 5-67 km feststellen. Die weiteste Wanderung betrug 106 km (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998).

9.1.4 Autökologie

Wochenstubenquartiere von Wimperfledermäusen sind in Mitteleuropa hauptsächlich in Dachstühlen von Gebäuden anzutreffen, aus dem Mittelmeerraum und beispielsweise aus Ungarn sind solche jedoch auch in Höhlen als dem primärem Quartiertyp bekannt (TOPÁL 2001). In Österreich befinden sich Wochenstubenquartiere ausnahmslos in Gebäuden. Neben den Dachstühlen werden auch unbenutzte Zimmer und Stiegenaufgänge als Hangplätze genutzt (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 d). Wochenstuben von Wimperfledermäusen findet man sowohl in Kirchen und Schlössern aber auch sehr oft in Privatgebäuden, Scheunen und ähnlichen Gebäuden. Die Quartiere sind häufig hell und werden zudem von den Quartierbesitzern oftmals auch genutzt (SPITZENBERGER & BAUER 2001 d). An einzelnen Quartieren hängen die Tiere zeitweise sogar unter dem Vordach im Freien (Daten des Artenschutzprojektes Fledermäuse Salzburg). Nach ZAHN & HENATSCH (1998) meiden Wimperfledermäuse im Quartier Hangplätze an denen eine zu starke Erwärmung wahrscheinlich ist und finden sich eher an Plätzen mit einem ausgeglichenerem Temperaturprofil. Wimperfledermäuse weisen zudem Ausweichquartiere auf, welche regelmäßig aufgesucht werden (KRULL et al. 1991, SPITZENBERGER & BAUER 1987).

Über die Winterquartiere von Wimperfledermäusen ist wenig bekannt. Zwar sind überwinternde Individuen in natürlichen Höhlen (inkl. Lebensraumtyp 8310 – Nicht touristisch erschlossene Höhlen) und Stollen bekannt (KEPKA 1960, BAAR et al. 1986, MOCHE & POLT 1999), diese stellen jedoch nur einen sehr kleinen Teil der im Sommer angetroffenen Tiere dar (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 d).

Wichtige Jagdhabitats dieser Art stellen nach KRULL et al. (1991) strukturreiche Laub- und Laubmischwälder (v.a. Waldränder), Obstgärten, Hecken, Einzelbäume, aber auch in erstaunlich hohem Ausmaß Kuhställe dar in welchen die Fliegen an den Wänden erbeutet werden.

Angaben über potenziell bedeutende Jagdhabitats unter den im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen sind für Wimperfledermäuse deshalb auch nur mit Einschränkungen möglich. Die folgenden Lebensraumtypen können jedoch aufgrund des bisherigen Kenntnisstandes als potenzielle Jagdhabitats in Betracht gezogen werden: 9110 – Hainsimsen-Buchenwald, 9130 – Waldmeister-Buchenwald, 9140 – Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius*, 9150 – Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald, 9170 – Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, 9180 – Schlucht- und Hangmischwälder, 91E0 – Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*, 91F0 – Hartholzauwälder mit *Quercus rubor*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior*, oder *Fraxinus angustifolia*, 91G0 – Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus*, 91H0 – Pannonische Flaum-

eichenwälder, 9110 – Euro-sibirische Eichen-Steppenwälder, 9260 – Kastanienwälder, 9410 – Montane bis subalpine bodensaure Fichtenwälder.

9.1.5 Populationsökologie

Wochenstubenkolonien von Wimperfledermäusen umfassen in Österreich in den meisten Fällen weniger als 50 Individuen, können jedoch in Einzelfällen bis 800 Weibchen erreichen (SPITZENBERGER & BAUER 2001 d). Die festgestellten Individuenzahlen in den Winterquartieren sind demgegenüber deutlich geringer und betragen in der Regel nur wenige Tiere, vereinzelt konnten jedoch auch über 50 Individuen gezählt werden (MOCHE & POLT 1999).

Die mittlere Lebenserwartung von Wimperfledermäusen beträgt nach BEZEM et al. (1960) 3,3 Jahre und nach SCHOBBER & GRIMMBERGER (1998) 2,8-3,5 Jahre. Für diese Art ist ein Höchstalter von 16 Jahren nachgewiesen (SCHOBBER & GRIMMBERGER 1998).

Über die regulierenden Faktoren der Populationsdynamik von Wimperfledermäusen ist nichts bekannt. Ein Einfluss der klimatische Bedingungen auf die Populationsdynamik dieser vor allem in tieferen Lagen vorkommenden Art ist jedoch zu erwarten.

9.1.6 Verbreitung und Bestand

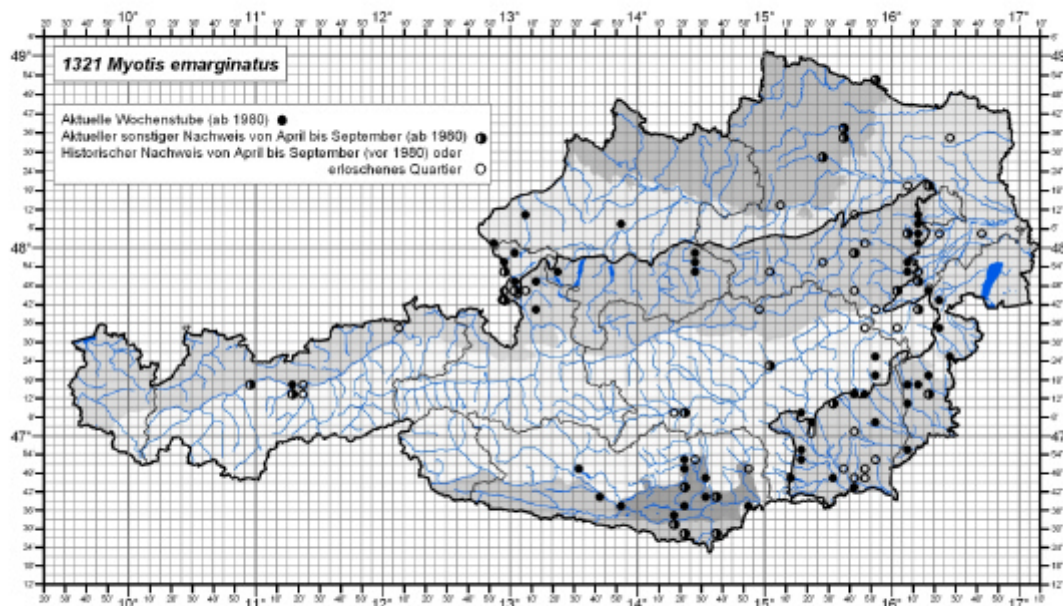
Gesamtverbreitung: Die Wimperfledermaus ist eine Westpaläarktische Art, deren Verbreitung in Europa auf Mittel- und Südeuropa bis hin zu den Niederlanden und Polen konzentriert ist (vgl. TOPÁL 2001).

Europa: In den EU-Mitgliedsstaaten kommt die Wimperfledermaus in Belgien, Deutschland, Frankreich, Griechenland, Italien, Luxemburg, den Niederlanden, Portugal, Österreich und Spanien vor.

Österreich: In Österreich sind Wochenstuben von Wimperfledermäusen abgesehen von Wien und Vorarlberg aus allen Bundesländern bekannt, der Schwerpunkt der Verbreitung liegt in Süd- und Ostösterreich, sowie im Alpenvorland (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 d). Aussagen zur Verteilung der Winterquartiere erscheinen aufgrund des unzureichenden und sehr heterogenen Erfassungsgrades problematisch, da hierbei wohl hauptsächlich die Bearbeitungsintensität wiedergegeben wird. Dennoch zeigt sich hinsichtlich der Verbreitungsschwerpunkte eine grobe Übereinstimmung der Winter- und Sommernachweise.

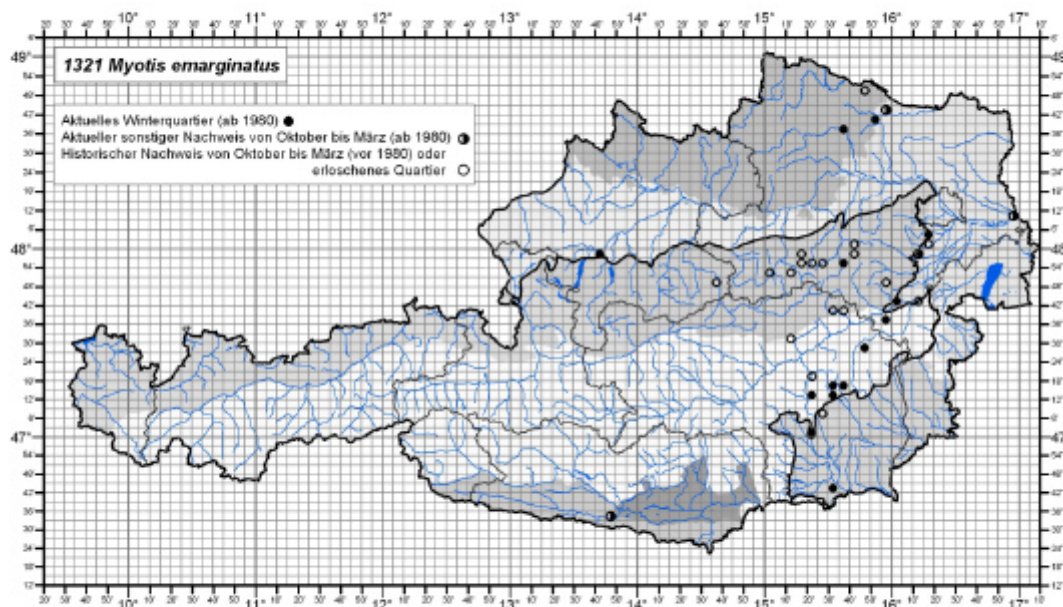
Der Großteil der Wochenstubenfunde lag in der submontanen Höhenstufe mit einer Obergrenze bei 812 m (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 d). Etwas höhere Werte konnten für Einzeltiernachweise im Sommer sowie Winterquartiere festgestellt werden, mit Höchstwerten von rund 1250 m bzw. 1500 m (SPITZENBERGER & BAUER 2001 d).

Angaben zum Gesamtbestand erscheinen aufgrund fehlender Individuenzahlen und der sicher noch zahlreichen, nicht bekannten Wochenstuben in Privatgebäuden nur eingeschränkt möglich. Die Summe der in dieser Arbeit zusammengefassten Wochenstubentiere plus der Einzelfunde im Sommer ergab ca. 3500 Individuen, sodass wohl ein Sommerbestand von mindestens 4000-5000 Individuen geschätzt werden kann (vgl. SPITZENBERGER 2002).



Stand: März 2004

umweltbundesamt®



Stand: März 2004

umweltbundesamt®

9.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Rote Liste IUCN: vulnerable IUCN (2002)

Rote Liste Österreich: stark gefährdet (BAUER & SPITZENBERGER 1994)

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Anhang II der Berner Konvention und Anhang II der Bonner Konvention.

Entwicklungstendenzen: Die bekannten Bestände der österreichischen Wimperfledermäuse scheinen derzeit recht stabil zu sein (Monitoring-Daten der ‚Artenschutzprojekte Fledermäuse‘ in Kärnten und Salzburg), jedoch muss für diese zumindest im Hinblick auf Wochenstuben und Jagdgebiete eng mit dem Menschen verbundene Fledermausart ein potenzielles Gefährdungspotenzial bei jeglicher Änderungen der gegenwärtigen Situation festgehalten werden. Für lokale Populationen in Mitteleuropa gibt CERVENY (1999) eine Zunahme an.

Gefährdungsursachen: Vor allem die Änderung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung sowie eine Änderungen in der Nutzung von Gebäuden (z.B. Ausbau von Dachböden, etc.) stellen potenzielle Gefährdungsquellen dar. Auch nach CERVENY (1999) sind vor allem Quartierverluste, sowohl im Sommer wie auch im Winter als bedeutendste Gefährdungsursachen zu nennen.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Für den Erhalt und die Bestandskontrolle von Wochenstubenquartieren der Wimperfledermaus wird der Aufbau von Quartierbetreuer-Netzen notwendig sein, wodurch Änderungen am Quartier oder der Kolonie rechtzeitig bekannt werden und allfällige Maßnahmen eingeleitet werden können (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 d).

9.1.8 Verantwortung

Österreich trägt mit seinen vergleichsweise doch recht zahlreichen Wochenstubenquartieren innerhalb Europas eine erhebliche Verantwortung für den langfristigen Erhalt dieser Art.

9.1.9 Kartierung

Die Erfassung und das Monitoring von Wimperfledermäusen erfolgt primär durch Kartierung von Wochenstubenquartieren. Dabei werden potenzielle Wochenstubenquartiere durch eine systematische Kontrolle von Kirchen, größeren Kapellen, Schlössern und Burgen, sowie sonstigen Gebäuden mit großen, nicht oder kaum begangenen Dachböden (z.B. Pfarrhöfe, Schulen, etc.) auf Vorkommen von Wimperfledermäusen überprüft. Zudem erscheint es gerade bei dieser Art notwendig zu versuchen mittels intensiver Öffentlichkeitsarbeit auch Quartiere in Privatgebäuden, Ställen und ähnlichen Quartieren zu erfassen.

Die Beurteilung der Jagdhabitatsituation vor allem in Österreich ist derzeit nur eingeschränkt möglich. Ergebnisse laufender Radiotelemetrie-Studien in Deutschland werden zukünftig genauere Aussagen über die quantitative Nutzung verschiedener Habitattypen erlauben. Eine Aufnahme der Laub- und Laubmischwälder im Umkreis von 10 km um das Wochenstubenquartier liefert jedoch gute Anhaltspunkte zur Beurteilung der Jagdgebietssituation.

9.1.10 Wissenslücken

Der Erfassungsgrad hinsichtlich der Sommer- und noch viel mehr der Winterverbreitung von Wimperfledermäusen in Österreich muss als unvollständig betrachtet werden. Dies hängt vor allem mit der häufigen Nutzung von Privatgebäuden durch diese Art im Sommer zusammen, welche nicht systematisch erfasst werden können. Zudem ist nicht bekannt, wo der Großteil der Tiere in Österreich überwintert.

Zur Biologie und Ökologie, sowie zur Naturschutzbiologie liegen aus Österreich keine aktuellen Arbeiten vor. Bisherige Arbeiten befassten sich hauptsächlich mit der Verbreitung und Faunistik (SPITZENBERGER & BAUER 1987) und den Wanderungen (KEPKA 1960) dieser Art. Somit wären grundlegende Basisdaten zu Jagdgebietenutzung, Nahrungsökologie und Quartiernutzung, sowie weiterführende Untersuchungen zu Populationsdynamik und –genetik dringend erforderlich.

Standardisierte Monitoring-Programme beziehen sich in Österreich vor allem auf die regelmäßige Kontrolle von Wochenstubenquartieren (z.B. ‚Artenschutzprojekt Fledermäuse‘ in den Bundesländern Kärnten, Salzburg und Tirol), welche erste Aufschlüsse über die Populationsdynamik dieser Art geben.

9.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- AHLÉN, I. (1990): Identification of bats in flight. Swedish Soc. for Conserv. of Nature and the Swedish Youth Ass. For Environm. Studies and Conserv. 50pp.
- ANON. (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities. 35(L 206): 7pp.
- BAUEROVA, Z. (1986): Contribution to the trophic bionomics of *Myotis emarginatus* (Geoffroy, 1806). Folia Zool., Brno 35: 305-310.
- BEZEM, J.J.; SLUITER, J.W. & VAN HEERDT, P.F. (1960): Population statistics of five species of the bat genus *Myotis* and one of the genus *Rhinolophus*, hibernating in the caves of S.Limburg. Arch. néerl. Zool. 13: 511-539.
- CERVENY, J. (1999): *Myotis emarginatus* (E. GEOFFROY, 1806). In: MITCHELL-JONES, A.J.; AMORI, G.; BOGDANOWICZ, W.; KRISTUFEK, B.; REIJNDERS, P.H.J.; SPITZENBERGER, F.; STUBBE, M.; THISSEN, J.B.M.; VOHRALIK, V. & ZIMA, J. (Edit.): Atlas of European Mammals. Academic Press, London: 112-113.
- FRIEMEL, D. & ZAHN, A. (in press): Wimperfledermaus *Myotis emarginatus* (Geoffroy, 1806). In: Fledermausatlas Bayern.
- GAISLER, J. (1971): Zur Ökologie von *Myotis emarginatus* in Mitteleuropa. Decheniana, Beihefte 18: 71-82.
- GEBHARD, J. (1995): *Myotis emarginatus* (Geoffroy, 1806). In: HAUSSER, J. (Edit.): Säugetiere der Schweiz. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin: 109-112.
- IUCN (2002): 2002 IUCN Red List of Threatened Species. <www.redlist.org>. Downloaded on 14 August 2002.
- ISSEL, B. & ISSEL, W. (1953): Zur Verbreitung und Lebensweise der gewimperten Fledermaus, *Myotis emarginatus* (Geoffroy, 1806). Säugetierkundl. Mitt. 1: 145-148.
- KRULL, D.; SCHUMM, A.; METZNER, W. & NEUWEILER, G. (1991): Foraging areas and foraging behavior in the notch-eared bat, *Myotis emarginatus* (Vespertilionidae). Behav. Ecol. Sociobiol. 28: 247-253.
- KRULL, D. (1988): Untersuchungen zu Quartiersansprüchen und Jagdverhalten von *Myotis emarginatus* (Geoffroy 1806) im Rosenheimer Becken. Unpubl. Diplomarbeit, Universität München. 93 pp.
- RICHARZ, K.; KRULL, D. & SCHUMM, A. (1989): Quartiersansprüche und Quartierverhalten einer mitteleuropäischen Wochenstubenkolonie von *Myotis emarginatus* (Geoffroy 1806) im Rosenheimer Becken, Oberbayern, mit Hinweisen zu den derzeit bekannten Wochenstubenquartieren dieser Art in der BRD. Myotis 27: 111-138.
- SCHUMM, A.; KRULL, D. & NEUWEILER, G. (1991): Echolocation in the notch-eared bat, *Myotis emarginatus*. Behav. Ecol. Sociobiol. 28: 255-261.

- SPITZENBERGER, F. (2002): Wissenschaftliche Grundlagen für die Auswahl von Schutzgebieten für FFH-Fledermausarten in Österreich. *Natur und Landschaft* 77: 81-85.
- TOPÁL, G. (2001): *Myotis emarginatus* (Geoffroy, 1806) – Wimperfledermaus. In: KRAPP, F. (Edit.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Aula Verlag. 369-404.
- ZAHN, A. & HENATSCH, B. (1998): Bevorzugt *Myotis emarginatus* kühlere Wochenstubenquartiere als *Myotis myotis*. *Z. Säugetierkunde* 63: 26-31.
- Mit speziellem Österreichbezug:**
- AMON, H.; BAAR, A.; ENGL, K. & PÖLZ, W. (1993): Fledermauskundliche Kartierung des mittleren Burgenlandes. In: LEITNER, J. & VOGEL, W.: *Fledermäuse als Bioindikatoren*. Umweltbundesamt Reports. 92 pp.
- BAAR, A.; MAYER, A. & WIRTH, J. (1986): 150 Jahre Fledermausforschung in der Hermannshöhle. *Ann. Naturhist. Mus.* 88/89: 223-243.
- BAUER, K. (1957): Neue Funde der Wimperfledermaus, *Myotis emarginatus* (Geoffroy, 1806). *Säugetierkundl. Mitt.* 5: 97-100.
- BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Listen der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). In: GEPP J. (Edit.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe des BUJF Band 2: 35-39.
- FREITAG, B. (1994): Gebäudebewohnende Fledermäuse in der Obersteiermark – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 124: 247-269.
- FREITAG, B. (1996): Gebäudebewohnende Fledermäuse in den steirischen Bezirken Hartberg, Weiz, Graz-Umgebung und der Stadt Graz – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 126: 207-223.
- FREITAG, B. & FREITAG, P. (1996): Überwinternde Fledermäuse in Höhlen und Stollen der Landeshauptstadt Graz (Steiermark, Österreich) und ihrer nächsten Umgebung (Mammalia, Chiroptera). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 125: 225-234.
- HÜTTMEIR, U.; REITER, G. & JERABEK, M. (2002): Artenschutzprojekt Fledermäuse Kärnten-Salzburg-Tirol – Tätigkeitsbericht Kärnten 2002. Unpubl. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 20, Uabt. Naturschutz. 2-36.
- JERABEK, M.; REITER, G. & HÜTTMEIR, U. (2002): Artenschutzprojekt Fledermäuse Kärnten-Salzburg-Tirol – Tätigkeitsbericht Salzburg 2002. Unpubl. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Amt der Salzburger Landesregierung Abt. 13 Naturschutz. 37-78.
- KEPKA, O. (1960): Die Ergebnisse der Fledermausberingung in der Steiermark vom Jahre 1949-1960. *Bonn. Zool. Beitr.* 11(Sonderheft): 54-76.
- KEPKA, O. (1961): Über die Verbreitung einige Fledermäuse in der Steiermark. *Mitt. naturw. Verein Steiermark*: 58-76.
- KEPKA, O. (1981): Fledermäuse der Steiermark. *Myotis* 18-19: 168-179.
- MOCHE, W. & POLT, H. (1999): Fledermauskundliche Kontrollfahrt in den Mittelsteirischen Karst. *Mitt. Landesver. f. Höhlenkunde i. d. Stmk.* 28: 7-12.
- MRKOS, H. (1962): Fledermausbeobachtungen in der Hermannshöhle bei Kirchberg am Wechsel, Niederösterreich. *Bonn. Zool. Beitr.* 13: 274-283.
- SPITZENBERGER, F. (1993): Angaben zu Sommerverbreitung, Bestandsgrößen und Siedlungsdichten einiger gebäudebewohnender Fledermausarten Kärntens. *Myotis* 31: 69-109.
- SPITZENBERGER, F. (1995): Die Säugetiere Kärntens. Teil I. *Carinthia* II 185./105: 247-352
- SPITZENBERGER, F. & BAUER, K. (1987): Die Wimperfledermaus, *Myotis emarginatus* Geoffroy, 1806 (Mammalia, Chiroptera) in Österreich. *Mammalia austriaca* 13. *Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum* 40: 41-64.

- SPITZENBERGER, F. & MAYER, A. (1988): Aktueller Stand der Kenntnis der Fledermausfauna Osttirols und Kärntens; zugleich *Mammalia austriaca* 14 (*Myotis capaccinii* BONAPARTE, 1837, *Pipistrellus Pipistrellus kuhlii* KUHL, 1819, und *Pipistrellus savii*, BONAPARTE, 1837). Ann. Naturhist. Mus. Wien. 90: 69-91.
- SPITZENBERGER, F. & BAUER, K. (2001 d): Wimperfledermaus *Myotis emarginatus* (E. Geoffroy, 1806). In SPITZENBERGER, F. (Ed): Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Bd. 13: 205-211.
- VORAUER, A. (2001): Artenschutzprojekt Fledermäuse – Tirol 2001. Unpubl. Tätigkeitsbericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung Abt. Naturschutz und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 19 pp.
- VORAUER, A. & WALDER, C. (1996): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen - Endbericht der Erhebungen im Untersuchungszeitraum 1995/96 im Tiroler Oberland und Außerfern - Ergebnisteil (mit Berücksichtigung aller Tiroler Fledermausdaten). Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 98 pp.
- VORAUER, A. & WALDER, C. (1999): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen. Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 57 pp.

Wichtige Österreichische Datenquellen:

- ❖ Fledermaus-Datenbank der Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich (Wilhering)
- ❖ Fledermauskundliche Arbeitsgemeinschaft (Wien)
- ❖ Naturhistorisches Museum (Wien)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich und im Ausland:

- ❖ Dr. G. REITER, Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich, Wilhering
- ❖ Dr. F. SPITZENBERGER, Naturhistorisches Museum Wien
- ❖ Dr. D. FRIEMEL, Bayern
- ❖ Dr. R. BRINKMANN, Freiburg
- ❖ Dipl. Biol. J. PIR, Luxemburg

9.2 Indikatoren und Schwellenwerte

9.2.1 Indikatoren für die Population

Population ⁷	A	B	C
Wochenstuben	Populationszunahme im Wochenstubenquartier (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> > 80 Ind.	Stabile Population im Wochenstubenquartier (\pm 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> 80 bis 25 Ind.	Populationsabnahme im Wochenstubenquartier (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> < 25 Ind.
Winterquartiere	Populationszunahme im Winterquartier (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> > 10 Ind.	Stabile Population im Winterquartier (\pm 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> 3 bis 10 Ind.	Populationsabnahme im Winterquartier (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> < 3 Ind.
Habitatqualität	A	B	C
Jagdgebiet	> 50 % der Fläche im Umkreis von 10 km um die Wochenstuben sind als Laub- und Laub-Mischwald, Streuobstbestände oder parkartige Landschaft einzustufen (vgl. KRULL et al. 1991)	50 bis 30 % der Fläche im Umkreis von 10 km um die Wochenstuben sind als Laub- und Laub-Mischwald, Streuobstbestände oder parkartige Landschaft einzustufen	< 30 % der Fläche im Umkreis von 10 km um die Wochenstuben sind als Laub- und Laub-Mischwald, Streuobstbestände oder parkartige Landschaft einzustufen
Störungspotenzial der Wochenstubenquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar: 1) keine Umbauten im Quartierbereich geplant <u>und</u> sehr selten Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.) <u>und</u> regelmäßige Betreuung durch Fledermausexperten oder geschulte Quartierbetreuer	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) keine Umbauten im Quartierbereich geplant <u>und</u> selten Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.) <u>und</u> keine regelmäßige Betreuung durch Fledermausexperten oder geschulte Quartierbetreuer <u>oder</u> 2) geplanter Umbau im Quartierbereich <u>und</u> Betreuung durch Fledermausexperten	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geplanter Umbau im Quartierbereich <u>und</u> keine Betreuung durch Fledermausexperten <u>oder</u> 2) drohender Abriss des Gebäudes <u>oder</u> 3) häufige Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.)
Störungspotenzial der	Kein unmittelbares Störungs-	Geringes unmittelbares Stö-	Großes unmittelbares Stö-

⁷ Die Beurteilung der Population (Wochenstuben und Winterquartiere) soll wenn möglich in Form von Populationstrends erfolgen; Individuenzahlen sind Indikatoren mit geringerer Aussagekraft, welche jedoch bei Erstaufnahmen bzw. fehlenden Daten zu Populationstrends zur Anwendung kommen können. Populationstrends werden durch standardisierte jährliche Zählungen ermittelt.

Winterquartiere	potenzial erkennbar	rungspotenzial: 1) geringer Befahrungsdruck (z.B. Unrat frequent vorhanden)	rungspotenzial: 1) Verschluss der Öffnungen <u>oder</u> 2) touristische Nutzung erkennbar (Russ an den Hangplätzen bzw. Lagerfeuerreste, etc.) <u>oder</u> 3) Veränderungen des Mikroklimas
-----------------	---------------------	---	---

9.2.2 Indikatoren für das Gebiet

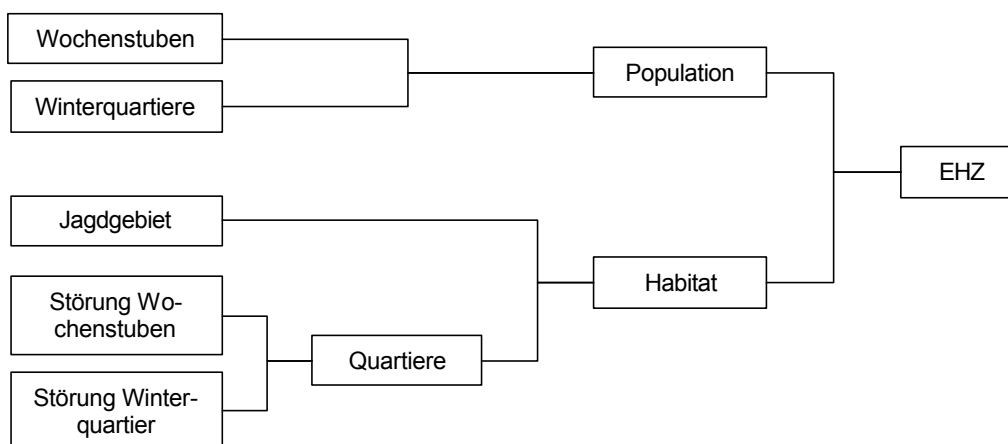
Population ⁸	A	B	C
Populationstrend in den Wochenstubenquartieren	Populationszunahme in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben > 80 Ind.	Stabile Population in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (\pm 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben 80 bis 25 Ind.	Populationsabnahme in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Wochenstuben < 25 Ind.
Anzahl Wochenstuben	1) Anzahl der Wochenstubenquartiere zunehmend (nur reelle Neubesiedlungen und nicht offiziell neu entdeckte bestehende, jedoch bislang unbekannte Quartiere) <u>oder</u> 2) Anzahl der Wochenstubenquartiere nach vorangegangener Zunahme nunmehr konstant	Anzahl der Wochenstubenquartiere konstant	Anzahl der Wochenstubenquartiere abnehmend
Populationstrend in den Winterquartieren	Populationszunahme in den Winterquartieren des Gebietes (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren > 10 Ind.	Stabile Population in den Winterquartieren des Gebietes (\pm 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren 10 bis 3 Ind.	Populationsabnahme in den Winterquartieren des Gebietes (mehr als 20% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren < 3 Ind.

⁸ Die Beurteilung der Sommer- und Winterpopulation soll wenn möglich in Form von Populationstrends erfolgen; Durchschnittliche Individuenzahlen sind Indikatoren mit geringerer Aussagekraft, welche jedoch bei Erstaufnahmen bzw. fehlenden Daten zu Populationstrends zur Anwendung kommen können.

Anzahl Winterquartiere	1) Anzahl der Winterquartiere zunehmend (nur reelle Neubesiedlungen und nicht neu entdeckte bestehende, jedoch bislang unbekannter Quartiere) oder 2) Anzahl der Winterquartiere nach vorangegangener Zunahme nunmehr konstant	Anzahl der Winterquartiere konstant	Anzahl der Winterquartiere abnehmend
Habitatqualität	A	B	C
Jagdgebiet	Im Durchschnitt sind > 50 % der Fläche im Umkreis von 10 km um Wochenstuben als Laub- und Laub-Mischwald, Streuobstbestände und parkartige Landschaft einzustufen	Im Durchschnitt sind 50 bis 30 % der Fläche im Umkreis von 10 km um Wochenstuben als Laub- und Laub-Mischwald, Streuobstbestände und parkartige Landschaft einzustufen	Im Durchschnitt < 30 % der Fläche im Umkreis von 10 km um Wochenstuben als Laub- und Laub-Mischwald, Streuobstbestände und parkartige Landschaft einzustufen
Störungspotenzial der Quartiere	> 75 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Quartiere wurden mit A oder B bewertet	> mehr als 50 % der Quartiere wurden mit C bewertet

9.3 Bewertungsanleitung

9.3.1 Bewertungsanleitung für die Population



Population

		Wochenstuben		
		A	B	C
Winterquartiere	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Quartiere

		Störung der Wochenstuben		
Störung der Winterquartiere		A	B	C
	A	A	A	B
	B	A	B	C
	C	B	C	C

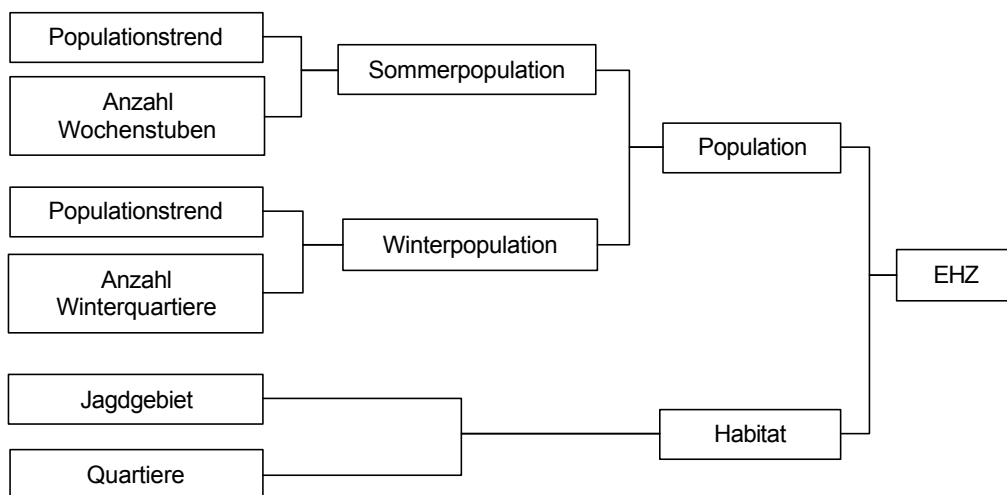
Habitatqualität

		Jagdgebiet		
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	B
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

		Population		
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

9.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet



Sommerpopulation

	Populationstrend			
Anzahl Wochen- stuben		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Winterpopulation

	Populationstrend			
Anzahl Winter- quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Population

	Sommerpopulation			
Winterpopula- tion		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Habitatqualität

	Jagdgebiet			
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

	Population			
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

10 1323 MYOTIS BECHSTEINII (KUHLE, 1818)

10.1 Schutzobjektsteckbrief

10.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Bechsteinfledermaus

10.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae

Aus Europa sind keine Unterarten beschrieben (BAAGØE 2001, SCHÖBER & GRIMMBERGER 1998).

Merkmale (nach BAAGØE 2001, SCHÖBER & GRIMMBERGER 1998): mittelgroße *Myotis*-Art (Unterarmlänge: 39-47 mm, Spannweite: 250-286 mm, Gewicht: 7-13,6 g); Ohren auffallend lang und ziemlich breit, überragen nach vorne umgelegt deutlich die Schnauze (8-10 mm), an der Basis nicht zusammengewachsen, Tragus lang und lanzettförmig, erreicht etwa die halbe Ohrlänge.

Das Fell ist relativ lang; die Haarbasis dunkel graubraun, Oberseite fahlbraun bis rötlichbraun, Unterseite hellgrau, Schnauze, Ohren und Flughäute rotbraun bis hell graubraun, Flügel breit und kurz.

Im Ultraschalldetektor sind die kurzen (3-5 ms), frequenzmodulierten Rufe besonders im Bereich von 40-50 kHz gut hörbar (AHLÉN 1990, BAAGØE 2001). Die Ultraschallrufe der Bechsteinfledermaus sind derzeit jedoch nur mit sehr großen Einschränkungen zur Artbestimmung verwendbar, da sie kaum von den Rufen anderer *Myotis*-Arten differenziert werden können (vgl. AHLÉN & BAAGØE 1999, PARSONS & JONES 2000, BAAGØE 2001).

10.1.3 Biologie

Trächtige Weibchen der Bechsteinfledermaus können sich schon anfangs Mai in den Sommerquartieren einfinden (BAAGØE 2001). Die höchsten Individuenzahlen in den Wochenstubenkolonien sind Ende Juli bis Anfang August zu registrieren, und je nach Witterung werden die Wochenstubenquartiere im Spätherbst (September) wieder verlassen (BAAGØE 2001).

Die Tragzeit hängt, wie auch bei allen anderen Fledermausarten von den Temperaturbedingungen während der Trächtigkeit ab. Die Geburten erfolgen zum überwiegenden Teil von Mitte Juni bis Mitte Juli. Ende Juli bis Mitte August fliegen die Jungtiere aus (ZUCHUAT & KELLER 1995). Die Fortpflanzungsrate betrug in einem Untersuchungsgebiet nahe Würzburg 0,63 Jungtiere/Weibchen und Jahr (MESCHÉDE & HELLER 2002).

Sowohl Freilanduntersuchungen als auch Nahrungsanalysen zeigen, dass Bechsteinfledermäuse die Beutetiere im Flug ergreifen können, diese aber auch sitzend von Blättern und manchmal sogar vom Boden oder von Ästen ablesen ('foliage gleaning'). Mit ihren breiten Flügeln sind sie an diese Jagdtechnik besten angepasst (ZUCHUAT & KELLER 1995).

Die Nahrung von Bechsteinfledermäusen besteht hauptsächlich aus Insekten der folgenden Gruppen: Lepidoptera, Diptera und Neuroptera (TAAKE 1992, WOLZ 1993). Zudem werden jedoch auch eine Anzahl anderer Arthropoden erbeutet (z.B. Coleoptera, Orthoptera, Araneae, Opiliones, etc.).

Die mittels radiotelemetrischer Methoden ermittelten durchschnittlichen Flächen von Jagdgebieten individueller Bechsteinfledermäuse in Deutschland betragen je nach Untersuchungsgebiet 21 ha in geschlossenem Wald und 47 ha in einem fragmentiertem Wald (KERTH et al.

2002). Die genutzte Gesamtfläche der zwei untersuchten Kolonien (ca. 20 Tiere) betrug jeweils 250 ha (KERTH et al. 2002). Die im Vergleich mit anderen Fledermausarten sehr kleinen genutzten Flächen haben Konsequenzen für das Vorkommen der Art, da diese dadurch auf entsprechende Habitatbedingungen im engen Umkreis um die Wochenstubenquartiere angewiesen ist.

Bechsteinfledermäuse gelten allgemein als sehr ortstreu, die längsten festgestellten Wanderungen betragen rund 40 km (BAAGØE 2001, SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Offenbar ist die ortstreue zu einem Quartier (Baumhöhle, Fledermaus- oder Vogelnistkasten) sehr gering, andererseits ist jedoch die ortstreue innerhalb einer Region sehr hoch (BAAGØE 2001, KERTH et al. 2002)

10.1.4 Autökologie

Die Bechsteinfledermaus ist ursprünglich ein Baumhöhlenbewohner, sekundär sind Wochenstubenkolonien auch in Fledermaus- und Vogelnistkästen anzutreffen (BAAGØE 2001). Vereinzelt sind zudem Sommervorkommen aus Gebäuden bekannt geworden, wobei die Tiere dort frei hängen (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Eine Kolonie nutzt eine Reihe von Quartieren innerhalb eines Gebietes, wobei diese dabei häufig auch mit den Jungen gewechselt werden. Das Vorhandensein einer größeren Auswahl an Quartieren ist deshalb Voraussetzung für ein Vorkommen dieser Art.

Im Winter werden Bechsteinfledermäuse sowohl in natürlichen Höhlen (inkl. Lebensraumtyp 8310 – Nicht touristisch erschlossene Höhlen) und Stollen, aber auch in Kellern und Ruinen angetroffen. Es ist jedoch zu vermuten, dass viele Tiere auch in Baumhöhlen, sowie engen Felsspalten und –klüften überwintern (BAAGØE 2001).

Als wichtigste Jagdhabitats dieser Art konnten in Deutschland vor allem Laub- und Laub-Mischwälder festgestellt werden (KERTH et al. 2002), wenngleich auch Kolonien in Nadelwäldern gefunden wurden, wo die Tiere auch jagten (ALBRECHT et al. 2002).

Als potenziell bedeutende Jagdhabitats unter den im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen sind somit folgende zu nennen: 9110 – Hainsimsen-Buchenwald, 9130 – Waldmeister-Buchenwald, 9140 – Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius*, 9150 – Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald, 9170 – Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, 9180 – Schlucht- und Hangmischwälder, 91E0 – Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*, 91F0 – Hartholzauwälder mit *Quercus rubor*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia*, 91G0 – Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus*, 91H0 – Pannonische Flaumeichenwälder, 91I0 – Euro-sibirische Eichen-Steppenwälder, 9260 – Kastanienwälder, 9530 – Submediterrane Kiefernwälder mit endemischen Schwarzkiefern.

Bei dieser Aufstellung ist jedoch zu berücksichtigen, dass nicht nur die Waldformation, sondern vermutlich viel mehr ein mehrschichtiger Aufbau, jedoch nicht mit undurchdringlichen Beständen als wichtigste Habitatrequisite zu nennen ist (MESCHÉDE & HELLER 2000). Zudem können Alter und Fragmentierung der Wälder von Bedeutung für das Vorkommen von Bechsteinfledermäusen sein (vgl. MESCHÉDE & HELLER 2000, KERTH et al. 2002).

10.1.5 Populationsökologie

Wochenstubengrößen von Bechsteinfledermäusen betragen zumeist 10-30 Individuen, können jedoch in Einzelfällen an die 100 Weibchen mit Jungtieren erreichen (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998, BAAGØE 2001). In den österreichischen Winterquartieren werden zumeist nur vereinzelt Individuen gefunden (SPITZENBERGER & BAUER 2001 e).

Wochenstubenkolonien von Bechsteinfledermäusen stellen geschlossene soziale Einheiten dar. Sie teilen sich häufig in Untereinheiten auf die unterschiedliche Quartiere nutzen (KERTH

& KÖNIG 1999). Die häufige Aufteilung der Kolonie mit nachfolgenden Zusammenschlüssen wird als flexible Reaktion dieser Art auf sich ändernde Umweltbedingungen interpretiert (KERTH & KÖNIG 1999).

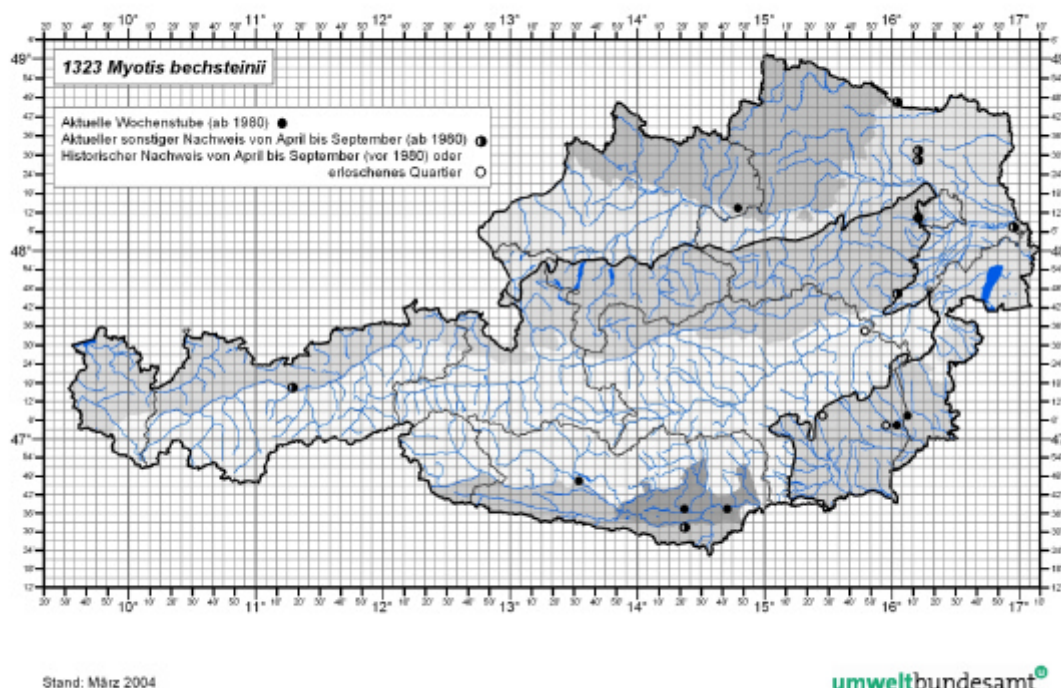
Für Bechsteinfledermäuse ist ein Höchstalter von 21 Jahren nachgewiesen (SCHOBBER & GRIMMBERGER 1998).

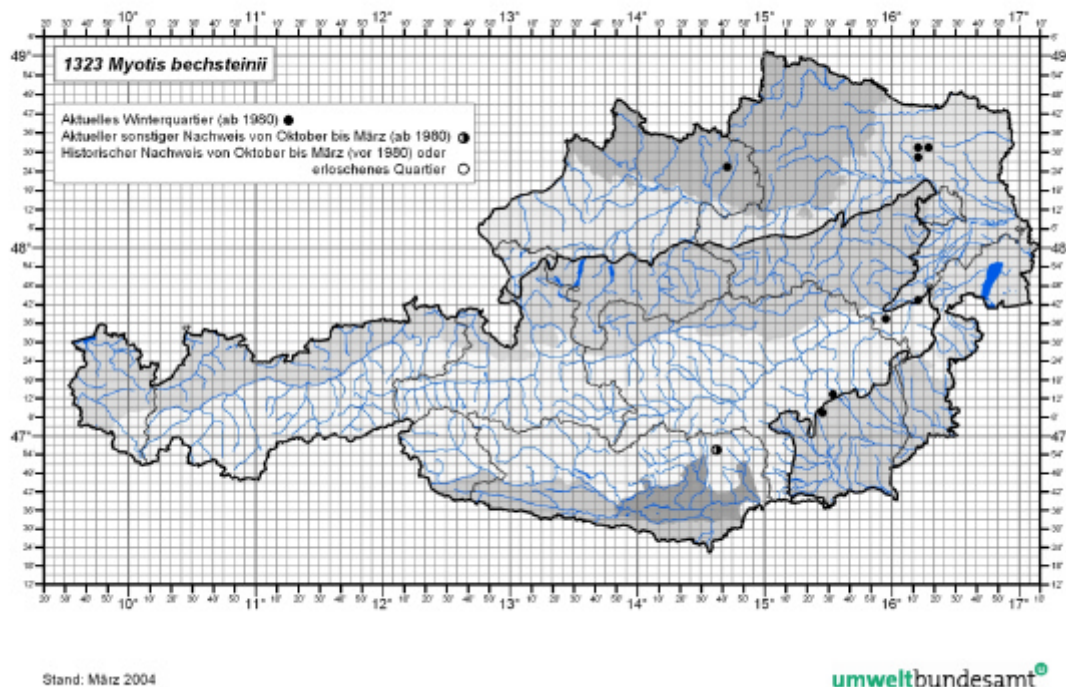
10.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Bechsteinfledermaus ist eine typische europäische Art, deren Gesamtareal neben Europa auch bis in den Kaukasus, den nordwestlichen Transkaukasus und in den nördlichen Iran reicht (BAAGØE 2001). Generell ist die Verbreitung dieser schwierig nachzuweisenden Art schlecht erfasst. Das bekannte Verbreitungsgebiet gibt daher wohl nur eine grobe Vorstellung von den tatsächlichen Verbreitungsgrenzen (BAAGØE 2001).

Europa: Bechsteinfledermäuse sind in folgenden EU-Mitgliedsstaaten nachgewiesen: Belgien, Deutschland, Dänemark, England, Frankreich, Griechenland, Italien, Luxemburg, Niederlande, Österreich, Portugal und Spanien.

Österreich: Aussagen zur Sommer- und Winterverbreitung erscheinen aufgrund des gerade für diese Art unvollständigen und sehr heterogenen Erfassungsgrades nur mit großen Einschränkungen möglich, da damit nicht zuletzt die Bearbeitungsintensität wiedergegeben wird. Wochenstuben von Bechsteinfledermäusen sind in Österreich bislang aus allen Bundesländern ausgenommen Salzburg, Tirol und Vorarlberg, jedoch zumeist vereinzelt nachgewiesen worden (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 e). Die Sommerverbreitung konzentriert sich generell auf niedrigere Lagen. Winternachweise der Bechsteinfledermaus liegen vorwiegend aus dem Osten und Nordosten des Landes vor, wobei eine Anhäufung bekannter Winterquartiere in dieser Region in SPITZENBERGER & BAUER (2001 e) noch deutlicher ist.





10.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Rote Liste IUCN: vulnerable (IUCN 2002)

Rote Liste Österreich: gefährdet (BAUER & SPITZENBERGER 1994)

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Anhang II der Berner Konvention und Anhang II der Bonner Konvention.

Entwicklungstendenzen: Nach SCHLAPP (1999) weisen die zahlreichen nordbayerischen Populationen in den letzten 15 Jahren einen sehr stabilen Populationstrend auf. In vielen Gebieten deuten die zunehmenden Vorkommen in den letzten Jahren eher auf eine intensivere Forschungstätigkeit als auf eine tatsächliche Populationszunahmen hin.

Gefährdungsursachen: Grundsätzlich ist die Bechsteinfledermaus an stabile Verhältnisse im Wald angepasst, wodurch sich ein relativ hohes Gefährdungspotenzial im Hinblick auf menschliche Eingriffe in diesem Lebensraum ergibt (KERTH et al. 2002).

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Die von MESCHEDE & HELLER (2000) und KERTH et al. (2002) formulierten Schutzvorschläge können im Wesentlichen wohl auch für Österreich in Betracht gezogen werden. Grundsätzlich wird für die Bechsteinfledermaus ein kolonieorientierter Schutz angegeben, d.h. dass bei der Bewirtschaftung von Wäldern in denen Bechsteinfledermäuse vorkommen auf die Ansprüche einer solchen sozialen Einheit Rücksicht genommen werden muss. Im Detail ist damit die Bereitstellung eines ausreichenden Quartierangebotes, sowie der für eine überlebensfähige Kolonie erforderlichen Jagdlebensräume sicherzustellen (MESCHEDE & HELLER 2000).

10.1.8 Verantwortung

Eine Beurteilung der Verantwortung Österreichs zum Erhalt der Art in Europa erscheint aufgrund der unzureichenden Datenlage derzeit kaum möglich, da es sich jedoch um eine vorwiegend europäische Art handelt ist auch Österreich für den langfristigen Erhalt mit verantwortlich.

10.1.9 Kartierung

Mögliche Erfassungsmethoden für diese sehr aufwendig zu kartierende Art sind der Lebendfang mit Japannetzen und der Aufbau von Nistkasten-Revieren (vgl. MESCHEDE & HELLER 2000). Mit Einschränkungen können Bechsteinfledermäuse auch in potenziellen Winterquartieren (Höhlen, Stollen, Keller) nachgewiesen werden. Sämtliche Methoden weisen erhebliche Nachteile auf. Die vollständige Kartierung größerer Gebiete verlangt nicht nur einen substantiellen Aufwand sondern auch den Einsatz von Fledermausexperten (vgl. MESCHEDE & HELLER 2000).

10.1.10 Wissenslücken

Während in Deutschland Aufbau, Struktur, Dichte und Dynamik von Populationen der Bechsteinfledermaus intensiv untersucht wurden (SCHLAPP 1990, WEISHAAR 1996, WOLZ 1992, KERTH 1998, KERTH et al. 2002), und der Wissensstand als vergleichsweise gut eingestuft wird (MESCHEDE & HELLER 2000), liegen aus Österreich bisher keine eingehenderen ökologischen oder naturschutzbiologischen Forschungsarbeiten zu dieser Art vor.

Deshalb wären, neben der weiteren Erfassung der Verbreitung, für die Bechsteinfledermaus in Österreich vor allem Untersuchungen zur Habitat- und Quartiernutzung, Nahrungsökologie, Populationsbiologie und –genetik notwendig, um sowohl die Gefährdungssituation in Österreich besser beurteilen, als auch konkrete Schutzziele formulieren zu können.

10.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- AHLÉN, I. (1990): Identification of bats in flight. Swedish Soc. for Conserv. of Nature and the Swedish Youth Ass. For Environm. Studies and Conserv. 50pp.
- AHLÉN, I. & BAAGØE, H.J. (1999): Use of ultrasound detectors for bat studies in Europe: experiences from field identification, surveys, and monitoring. *Acta Chiropterologica* 1: 137-150.
- ALBRECHT, K.; HAMMER, M. & HOZHAIDER, J. (2002): Telemetrische Untersuchung zum Nahrungshabitatanspruch der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) in Nadelwäldern bei Amberg in der Oberpfalz. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz* 71: 109-130.
- ANON. (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities*. 35(L 206): 7pp.
- BAAGØE, H.J. (2001): *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818) – Bechsteinfledermaus. In: KRAPP, F. (Edit.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Aula Verlag. 443-471.
- CERVENÝ, J. & BÜRGER, P. (1989): Density and structure of bat community occupying an old park (Zihbce, Czechoslovakia). *Proc. IV. European Bat Research Symposium*, Charles University Press, Praha: 475-486.
- IUCN (2002): 2002 IUCN Red List of Threatened Species. <www.redlist.org>. Downloaded on 14 August 2002.
- GLEICH, A. (2002): Großräumige Analysen mittels GIS zum Vorkommen von Wald und Fledermäusen in Bayern. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz* 71: 7-18.
- KERTH, G. (1998): Sozialverhalten und genetische Populationsstruktur bei der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*). Berlin, 130 pp.

- KERTH, G. & KÖNIG, B. (1996): Transponder and infrared-videocamera as methods in fieldstudy on the social behaviour of Bechstein's bat (*Myotis bechsteinii*). *Myotis* 34: 27-34.
- KERTH, G. & KÖNIG, B. (1999): Fission, fusion and nonrandom associations in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). *Behaviour* 136: 87-1202.
- KERTH, G.; MAYER, F. & KÖNIG, B. (2000): Mitochondrial DNA (mtDNA) reveals that female Bechstein's bats live in closed societies. *Molecular Ecology* 9: 793-800.
- KERTH, G.; WEISSMANN, K. & KÖNIG, B. (2001a): Day roost selection in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*): a field experiment to determine the influence of roost temperature. *Oecologia* 126: 1-9.
- KERTH, G.; WAGNER, M. & KÖNIG, B. (2001b): Roosting together, foraging apart: information transfer about food is unlikely to explain the sociality in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). *Behavioural Ecology and Sociobiology* 50: 283-291.
- KERTH, G.; WAGNER, M.; WEISSMANN, K. & KÖNIG, B. (2002): Habitat- und Quartiernutzung bei der Bechsteinfledermaus: Hinweise für den Artenschutz. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz* 71: 99-108.
- MESCHÉDE, A. & HELLER, K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern unter besonderer Berücksichtigung wandernder Arten. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz* 66: 374 pp.
- PARSONS, S. & JONES, G. (2000) : Acoustic identification of twelve species of echolocating bat by discriminant function analysis and artificial neural networks. *J. o. Exp. Biology* 203: 2641-2656.
- SCHLAPP, G. (1990): Populationsdichte und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818) im Steigerwald (Forstamt Ebrach). *Myotis* 28: 39-58.
- SCHLAPP, G. (1999): *Myotis bechsteinii* (KUHLE, 1817). In: MITCHELL-JONES, A.J.; AMORI, G.; BOGDANOWICZ, W.; KRYSZTOFEK, B.; REIJNDERS, P.H.J.; SPITZENBERGER, F.; STUBBE, M.; THISSEN, J.B.M.; VOHRALIK, V. & ZIMA, J. (Edit.): *Atlas of European Mammals*. Academic Press, London: 100-101.
- TAAKE, K.-H. (1992): Strategien der Ressourcennutzung an Waldgewässern jagender Fledermäuse (Chiroptera, Vespertilionidae). *Myotis* 30: 7-74.
- TAAKE, K.-H. (1993): Zur Nahrungsökologie waldbewohnender Fledermäuse (Chiroptera: Vespertilionidae) – ein Nachtrag. *Myotis* 31: 163-164.
- WAGNER, M.; KERTH, G. & KÖNIG, B. (1997): Jagdverhalten und Raumnutzung von Bechsteinfledermäusen (*Myotis bechsteinii*) in unterschiedlichen Lebensräumen. *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 90: 397.
- WEISHAAR, M. (1996): Status der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) im Westen von Rheinland-Pfalz. *Nyctalus (N.F.)* 6 : 121-128.
- WOLZ, I. (1986): Wochenstuben-Quartierwechsel bei der Bechsteinfledermaus. *Z. Säugtierkunde* 51: 65-74.
- WOLZ, I. (1988): Ergebnisse automatischer Aktivitätsaufzeichnungen an Wochenstubenkolonien der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*). *Z. Säugtierkunde* 53: 257-266.
- WOLZ, I. (1992): Zur Ökologie der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818), (Mammalia: Chiroptera). Unpubl. Dissertation, Universität Erlangen.
- WOLZ, I. (1993): Untersuchungen zur Nachweisbarkeit von Beutetierfragmenten im Kot von *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818). *Myotis* 31: 5-25.
- ZUCHUAT, O. & KELLER A. (1995): *Myotis bechsteinii* (Natterer in Kuhl, 1818). In: HAUSSER, J. (Edit.): *Säugetiere der Schweiz*. Birkhäuser Verlag, Basel, Bosten, Berlin: 119-222.

Mit speziellem Österreichbezug:

- BAAR, A.; MAYER, A. & WIRTH, J. (1986): 150 Jahre Fledermausforschung in der Hermannshöhle. Ann. Naturhist. Mus. 88/89: 223-243.
- BAUER, K. & WALTER, W. (1977): Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteini*) und Kleinabendsegler (*Nyctalus leisleri*), zwei bemerkenswerte Arten der steirischen Säugetierfauna. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 6: 1-8.
- BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Listen der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). IN: GEPP J. (Edit.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BUJF Band 2: 35-39.
- FREITAG, B. & FREITAG, P. (1996): Überwinternde Fledermäuse in Höhlen und Stollen der Landeshauptstadt Graz (Steiermark, Österreich) und ihrer nächsten Umgebung (Mammalia, Chiroptera). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 125: 225-234.
- HÜTTMEIR, U.; REITER, G. & JERABEK, M. (2002): Artenschutzprojekt Fledermäuse Kärnten-Salzburg-Tirol – Tätigkeitsbericht Kärnten 2002. Unpubl. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 20, Uabt. Naturschutz. 2-36.
- KEPKA, O. (1961): Über die Verbreitung einiger Fledermäuse in der Steiermark. Mitt. naturw. Verein Steiermark: 58-76.
- KUTZENBERGER, H.; BAAR, A. & PÖLZ, W. (2000): Leitfaden zum Schutz der Fledermäuse in der Großstadt Wien. Amt der Wiener Landesregierung, MA22-Umweltschutz, 1082 Wien. 41 pp.
- MOCHE, W. & POLT, H. (1999): Fledermauskundliche Kontrollfahrt in den Mittelsteirischen Karst. Mitt. Landesver. f. Höhlenkunde i. d. Stmk. 28: 7-12.
- SPITZENBERGER, F. (1990): Die Fledermäuse Wiens. Jugend & Volk Edition, Wien.
- SPITZENBERGER, F. (1995): Die Säugetiere Kärntens. Teil I. Carinthia II 185./105: 247-352
- SPITZENBERGER, F. & MAYER, A. (1988): Aktueller Stand der Kenntnis der Fledermausfauna Osttirols und Kärntens; zugleich *Mammalia austriaca* 14 (*Myotis capaccinii* BONAPARTE, 1837, *Pipistrellus Pipistrellus kuhlii* KUHL, 1819, und *Pipistrellus savii*, BONAPARTE, 1837). Ann. Naturhist. Mus. Wien. 90: 69-91.
- SPITZENBERGER, F. & BAUER, K. (2001e): Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817). In SPITZENBERGER, F. (Edit.): Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Bd. 13: 194-199.
- VORAUER, A. & WALDER, C. (1996): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen - Endbericht der Erhebungen im Untersuchungszeitraum 1995/96 im Tiroler Oberland und Außerfern - Ergebnisteil (mit Berücksichtigung aller Tiroler Fledermausdaten). Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 98 pp.
- VORAUER, A. & WALDER, C. (1999): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen. Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 57 pp.

Wichtige Österreichische Datenquellen:

- ❖ Fledermaus-Datenbank der Koordinationsstelle für Fledermausschutz und –forschung in Österreich, Wilhering
- ❖ Fledermauskundliche Arbeitsgemeinschaft, Wien
- ❖ Naturhistorisches Museum Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich und im Ausland:

- ❖ Dr. G. KERTH, Universität ZÜRICH, Schweiz
- ❖ Dr. I. WOLZ, BRD

10.2 Indikatoren und Schwellenwerte

10.2.1 Indikatoren für die Population

Population ⁹	A	B	C
Wochenstuben	> 20 Ind.	15 bis 20 Ind.	< 15 Ind.
Unterirdische Winterquartiere	Jährliche Nachweise (unabhängig von der Anzahl der Tiere)	Nachweis alle 2-5 Jahre (unabhängig von der Anzahl der Tiere)	Seltene Nachweise alle 6 Jahre und in längeren Intervallen
Habitatqualität	A	B	C
Wald	Bodenständiger Laubmischwald (v.a. Buchen und Eichen) > 70 Jahre: artenreich, altersheterogener und mehrschichtiger Bestandsaufbau; ungleichmäßiger Kronenschluß von ca. 80%; Zwischen- und Strauchschicht: 15-30% (vgl. MESCHÉDE & HELLER 2000, KERTH et al. 2002)	1) Bodenständiger Laubmischwald (v.a. Buchen und Eichen) > 70 Jahre: artenreich, altersheterogener und mehrschichtiger Bestandsaufbau; Kronenschluß von > 80% bis knapp 100%; Zwischen- und Strauchschicht: < 15% <u>oder</u> 2) mehrschichtig aufgebauter, strukturreicher Nadelwald (v.a. Kiefernwald) <u>oder</u> 3) wie A, aber Durchmischung (bis zu 50%) mit Nadelholz oder unterwuchsarmer Waldbereichen (vgl. C)	1) Dominanz von unterwuchsarmer Altersklassenwald: Nadelholz, Buchen-Hallenwald etc.; einschichtiger Bestandsaufbau; Kronen bedrängen sich; keine Zwischen- und Strauchschicht <u>oder</u> 2) fragmentierte Mischwaldgebiete (mit dazwischenliegenden größeren unbewaldeten Bereichen)
Sonderstrukturen in Wäldern	Vorhandensein wasser geprägter Strukturen: stau feuchte/nasse Bereiche; Kleingewässer und naturnahe Bäche <u>und</u> weitere Strukturen: Lichtungen (Waldwiesen, Sukzessionsflächen); blütenreiche Wegsäume; strukturreiche innere und äußere Wald ränder	Vorhandensein wasser geprägter Strukturen: stau feuchte/nasse Bereiche; Gewässer und/oder naturnahe Bäche <u>und</u> einzelnen der unter A genannten Strukturen	Fehlen der unter A und B aufgelisteten Strukturen

⁹ Zur Abschätzung der Koloniegröße kann es, bei dieser sehr häufig die Quartiere wechselnden Art, notwendig sein Tiere individuell zu Markieren und nachfolgend über Fang-Wiederafang-Methoden (C-M-R) die tatsächliche Koloniegröße zu berechnen.

Quartierangebot in Wäldern	mind. 25 Baumhöhlen pro ha Altbestand <u>oder</u> > 7 Höhlenbäume / ha (MESCHEDE & HELLER 2000)	15-24 Baumhöhlen pro ha Altbestand <u>oder</u> 4-6 Höhlenbäume / ha (vgl. MESCHEDE & HELLER 2000)	< 15 Baumhöhlen pro ha Altbestand <u>oder</u> < 3 Höhlenbäume / ha (vgl. MESCHEDE & HELLER 2000)
Störungspotenzial der Winterquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geringer Befahrungsdruk (z.B. Unrat frequent vorhanden)	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) Verschluss der Öffnungen <u>oder</u> 2) touristische Nutzung erkennbar (Russ an den Hangplätzen bzw. Lagerfeuerreste, etc.) <u>oder</u> 3) Veränderungen des Mikroklimas

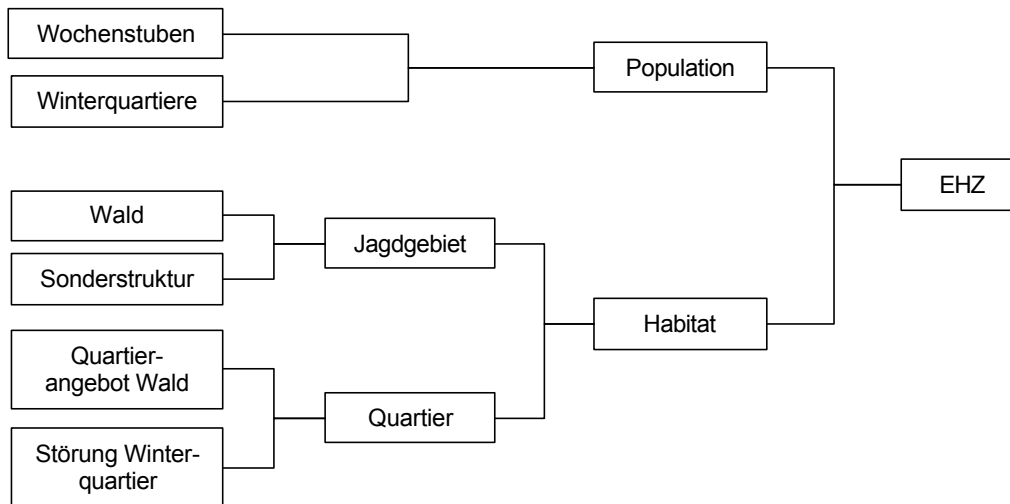
10.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Population ¹⁰	A	B	C
Sommerpopulation	Durchschnittliche Individuenzahl der Wochenstuben > 20 Ind.	Durchschnittliche Individuenzahl der Wochenstuben 20 bis 15 Ind.	Durchschnittliche Individuenzahl der Wochenstuben < 15 Ind.
Winterpopulation	Jährliche Nachweise (unabhängig von der Anzahl der Tiere)	Nachweis alle 2-5 Jahre (unabhängig von der Anzahl der Tiere)	Seltene Nachweise alle 6 Jahre und in längeren Intervallen
Habitatqualität	A	B	C
Jagdgebiete	> 75 % der Jagdgebiete von Wochenstubenverbänden im Gebiet wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Jagdgebiete von Wochenstubenverbänden im Gebiet wurden mit A oder B bewertet	> 50 % der Jagdgebiete von Wochenstubenverbänden im Gebiet wurden mit C bewertet
Quartierangebot im Wald	Durchschnittlich mind. 25 Baumhöhlen pro ha Altbestand <u>oder</u> durchschnittlich > 7 Höhlenbäume / ha (vgl. MESCHEDE & HELLER 2000)	Durchschnittlich 15-24 Baumhöhlen pro ha Altbestand <u>oder</u> durchschnittlich 4-6 Höhlenbäume / ha (vgl. MESCHEDE & HELLER 2000)	Durchschnittlich < 15 Baumhöhlen pro ha Altbestand <u>oder</u> durchschnittlich < 3 Höhlenbäume / ha (vgl. MESCHEDE & HELLER 2000)
Störungspotenzial der unterirdischen Winterquartiere	> 75 % der Quartiere im Gebiet wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Quartiere im Gebiet wurden mit A oder B bewertet	> mehr als 50 % der Quartiere im Gebiet wurden mit C bewertet

¹⁰ Zur Abschätzung der Koloniegrößen kann es bei dieser sehr häufig die Quartiere wechselnden Art notwendig sein Tiere individuell zu Markieren und nachfolgend über Fang-Wiederafang-Methoden (C-M-R) die tatsächliche Koloniegröße zu berechnen.

10.3 Bewertungsanleitung

10.3.1 Bewertungsanleitung für die Population



Population

	Wochenstuben			
Winterquartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	B	C

Jagdgebiet

	Wald			
Sonderstrukturen		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Quartiere

	Quartierangebot im Wald			
Störung der Winterquartiere		A	B	C
	A	A	A	B
	B	A	B	C
	C	B	C	C

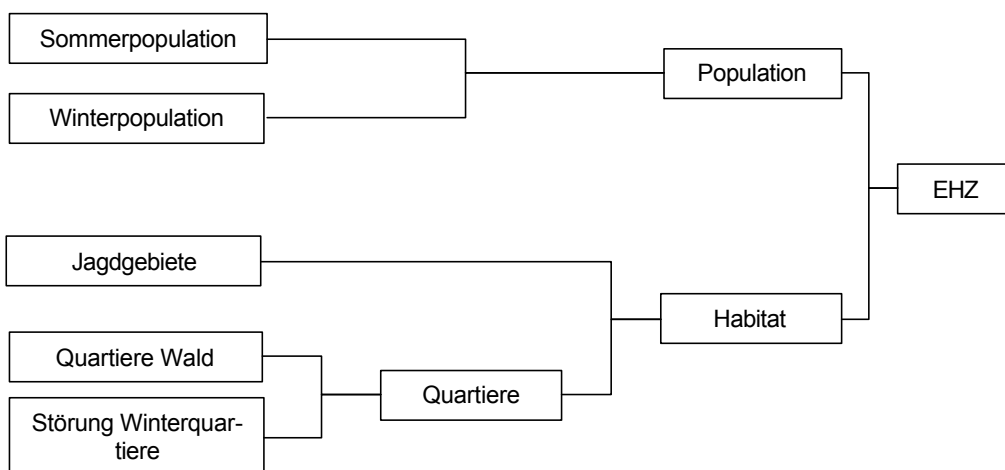
Habitatqualität

		Jagdgebiet		
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

		Population		
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

10.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet



Population

		Sommerpopulation		
Winterpopulation		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	B	C

Quartiere

		Quartierangebot im Wald		
Störung Winterquartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Habitatqualität

	Jagdgebiet			
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

	Population			
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

11 1324 MYOTIS MYOTIS (BORKHAUSEN, 1797)

11.1 Schutzobjektsteckbrief

11.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Großes Mausohr

11.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae

Die Art- und Unterartabgrenzung der Mausohren, vor allem in Nordafrika und im Mittleren Osten, ist derzeit Gegenstand aktueller genetischer Untersuchungen, für Europa wird von ARLETTAZ (1995) die Unterart *M. m. myotis* beschrieben.

Merkmale (nach GÜTTINGER et al. 2001, SCHOBER & GRIMMBERGER 1998): Größte europäische *Myotis*-Art, gleichzeitig eine der größten europäischen Fledermäuse (Unterarmlänge: 55-67 mm, Spannweite: 350-430 mm, Gewicht: 28-40 g). Schnauze kurz, breit und kräftig; Ohren lang und breit; Tragus mit breiter Basis erreicht fast die halbe Ohrlänge.

Das Fell ist dicht und kurz; die Oberseite hell graubraun, zum Teil mit rostbraunem Anflug, Unterseite weißgrau; Schnauze, Ohren und Flughäute braungrau. Jungtiere sind dunkler, rauchgrau ohne bräunliche Tönung.

Die Flügel sind breit. Die Armflughaut setzt an den Zehenwurzeln an, der Sporn erreicht etwa die halbe Schwanzflughautlänge und trägt außen einen schmalen Hautsaum (Epiblema).

Im Ultraschalldetektor sind die kurzen (2-3 ms), frequenzmodulierten Rufe am besten im Frequenzbereich um 32-35 kHz hörbar, der Rhythmus ist relativ langsam (AHLÉN 1990). Die Ultraschallrufe der *Myotis*-Arten sind derzeit jedoch nur mit großen Einschränkungen zur Artbestimmung verwendbar.

Die Unterscheidung lebender Großer Mausohren von der Schwesterart *Myotis blythii* erfolgt nach ARLETTAZ et al. (1991) anhand einer linearen Trennformel für welche die Unterarm- und Ohrlänge, in unklaren Fällen zusätzlich die Ohrbreite miteinbezogen werden. Ein für geübte Personen ebenfalls zu erhebendes Merkmal ist die maximale Messstrecke vom Vorderrand des oberen Eckzahnes zum Hinterrand des dritten Molaren. Die Werte ermöglichen eine deutliche Trennung der beiden Mausohrarten auf dem europäischen Festland: Großes Mausohr 9,2-10,4 mm; Kleines Mausohr 8,0-9,2 mm (RUEDI et al. 1990, ARLETTAZ et al. 1991).

11.1.3 Biologie

Große Mausohren beziehen ihre Wochenstuben ab Ende März, wobei jedoch erst nach und nach alle Weibchen dort eintreffen. Die höchsten Individuenzahlen in den Kolonien sind vor den Geburten zu registrieren (Juni-Juli), je nach Witterung werden die Wochenstubenquartiere Mitte August bis September größtenteils wieder verlassen (GÜTTINGER et al. 2001).

Die Tragzeit beträgt in Abhängigkeit von den Temperaturbedingungen während der Trächtigkeit ca. zwei Monate. Die Geburten erfolgen zum überwiegenden Teil im Juni (GÜTTINGER et al. 2001), innerhalb eines Quartiers in einem Zeitraum von über drei Wochen.

Die Jungtiere sind bei der Geburt nackt und blind, wachsen aber rasch heran. Nach ca. 3-4 Wochen werden die ersten Flugversuche im Quartier unternommen, im Alter von knapp 5 Wochen finden die ersten Flüge vor das Quartier statt (GÜTTINGER et al. 2001). Anschließend an die Jungenaufzucht folgt Mitte August die Paarungszeit, wobei die Männchen Hangplätze besetzen und von den Weibchen aufgesucht werden (GÜTTINGER et al. 2001). Paarungshang-

plätze können in den Wochenstubenquartieren liegen, konzentrieren sich aber dort nicht (ZAHN 1995). Die begatteten Weibchen speichern die Spermien danach bis zum nächsten Frühjahr. Die Befruchtung erfolgt erst nach dem Aufwachen aus dem Winterschlaf.

Freilanduntersuchungen an Großen Mausohren zeigen, dass diese während der Nacht die meiste Zeit fliegend in ihren Jagdgebieten verbringen, aber regelmäßig kurze Ruhephasen einlegen (AUDET 1990). Während der Jagd bewegen sich Große Mausohren meist in niedrigem, vergleichsweise langsamen Suchflug wenige Dutzend Zentimeter über dem Boden (ARLETTAZ 1996, GÜTTINGER 1997). Die Beutetiere werden dann mit Landungen am Boden ergriffen, wobei oft eine kurze Rüttelsequenz vorangeht (GÜTTINGER et al. 2001). Große Mausohren können aber auch Beute wie beispielsweise Maikäfer in der Luft erbeuten.

Die Nahrung besteht hauptsächlich aus großen, bodenaktiven Insekten über 1 cm Körperlänge. Als dominante Beutegruppe erscheinen in Mitteleuropa Laufkäfer-Imagines (Carabidae), wobei vor allem große Arten der Gattungen *Carabus*, *Abax* und *Pterostichus* erbeutet werden (GÜTTINGER et al. 2001). Bei Massenaufreten anderer Insekten wie zum Beispiel Maikäfer (*Melolontha* sp.) oder Eichenwicklern (*Tortrix viridiana*) wird der Anteil an Laufkäfern in der Beute geringer (KOLB 1958). Weitere quantitativ bedeutsame Beutetiergruppen sind Heuschrecken (Saltatoria), Schnaken (Tipulidae), Mistkäfer (*Geotrupes* sp.) und regional Maulwurfsgrillen (*Gryllotalpa gryllotalpa*).

Die mittels radiotelemetrischer Methoden ermittelten Jagdradien von Großen Mausohren in der Schweiz und Deutschland betragen 4-17 km rund um die Wochenstubenquartiere (AUDET 1990, ARLETTAZ 1996, GÜTTINGER 1997). Vereinzelt können aber auch noch Distanzen bis zu 25 km zurückgelegt werden (GÜTTINGER et al. 2001).

Große Mausohren gelten allgemein als wanderfähig (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998), Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartier betragen im Norden bis zu 50 km, in Südeuropa bis zu 390 km (Spanien). Die Distanzen hängen jedoch sehr stark von den naturräumlichen Gegebenheiten ab.

11.1.4 Autökologie

Während Wochenstuben Großer Mausohren in Mitteleuropa hauptsächlich in Dachstühlen von Gebäuden anzutreffen sind, sind im Mittelmeerraum und beispielsweise auch in Ungarn solche in Höhlen und Stollen als primärem Quartiertyp bekannt (BIHARI 1993, GÜTTINGER et al. 2001). In Österreich befinden sich Wochenstubenquartiere nahezu ausnahmslos in Dachstühlen von Gebäuden (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 c). Als bevorzugte Quartiere werden geräumige, dunkle, zugluftfreie Dachstühle angegeben, in Einzelfällen können diese auch klein sein. Ein wichtiges Kriterium für die Eignung als Wochenstubenquartier ist das Vorhandensein von kühleren Refugien innerhalb des Quartiers, welche den Tieren die Möglichkeit zum Rückzug an heißen Tagen bietet (GÜTTINGER et al. 2001).

Als Winterquartiere nutzen Große Mausohren in Mitteleuropa häufig natürliche Höhlen (inkl. Lebensraumtyp 8310 – Nicht touristisch erschlossene Höhlen) und Stollen, aber auch Keller, Bunkeranlagen und Brücken (GÜTTINGER et al. 2001). Da in vielen Gebieten nur ein Teil der im Sommer angetroffenen Mausohren im Winter gefunden wird, ist zu vermuten, dass viele Tiere in engen Felsspalten und -klüften überwintern (HELVERSEN et al. 1987). Große Mausohren halten bei einer mehr oder minder konstanten Temperatur von ca. 0-12°C und einer hohen Luftfeuchte ihren Winterschlaf (SCHOBER 1998).

Als wichtigste Jagdhabitats dieser Art konnten in der Schweiz Wälder, frisch abgemähte Wiesen, bestoßene Weiden, Streuobstwiesen und vereinzelt sogar abgeerntete Äcker registriert werden (GÜTTINGER 1997). Wichtige Voraussetzung ist der ungehinderte Zugang zum Boden, um die Jagd nach Bodeninsekten zu ermöglichen (GÜTTINGER et al. 2001). Dementsprechend sind Wälder vor allem dann als Jagdhabitat für Große Mausohren geeignet, wenn

diese unterwuchsfrei oder zumindest unterwuchsarm sind, und der Boden zumindest zur Hälfte krautschichtfrei ist (GÜTTINGER 1997). Laub- und Nadelholz-Mischwälder werden gegenüber reinen Nadelwäldern leicht bevorzugt. In Abhängigkeit des jahreszeitlich unterschiedlichen Nahrungsangebotes folgten Habitatwechsel in der Ostschweiz einem gewissen saisonalen Trend (GÜTTINGER 1997).

Potenziell bedeutende Jagdhabitats unter den im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen sind für Große Mausohren vor allem der Lebensraumtyp 9110 – Hainsimsen-Buchenwald. Als weitere potenziell geeignete Lebensraumtypen sind die folgenden zu nennen, sofern diese unterwuchsarm ausgebildet sind: 9130 – Waldmeister-Buchenwald, 9150 – Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald, 9170 – Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, 91G0 – Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus*, 9410 – Montane bis subalpine bodensaure Fichtenwälder, 9530 – Submediterrane Kiefernwälder mit endemischen Schwarzkiefern.

11.1.5 Populationsökologie

Die Wochenstubengrößen Großer Mausohren betragen in Österreich zumeist 10-50 Individuen, können jedoch in Einzelfällen über 2000 Weibchen mit Jungtieren erreichen (SPITZENBERGER & BAUER 2001 c). Die von SPITZENBERGER & BAUER (2001 c) ermittelte durchschnittliche Koloniegröße betrug 210 Weibchen und Jungtiere. Die festgestellten Individuenzahlen in den Winterquartieren sind zumeist weniger als 10 Tiere, vereinzelt konnten früher jedoch über 500 Individuen gezählt werden (SPITZENBERGER & BAUER 2001 c).

Große Mausohren gelten als K-Strategen, welche sich durch Langlebigkeit und intensive Pflege der wenigen Nachkommen auszeichnen (GAISLER 1989). Die Weibchen haben in der Regel nur ein Junges, wobei allerdings nur ein Teil der Weibchen gebärt. Das Verhältnis Weibchen zu Jungtieren betrug in Südbayern 1:0,7 (ZAHN 1995).

Die durchschnittliche Lebenserwartung beträgt je nach Studie in Mitteleuropa 2,5-4,5 Jahre (GÜTTINGER et al. 2001), ein Höchstalter von 22 Jahren ist nachgewiesen (SCHÖBER & GRIMMBERGER 1998). Die Mortalität der Jungtiere in den Wochenstuben beträgt 5-14% kann aber in einzelnen Jahren, bei nassen und kühlen Sommern, auf 40-90% ansteigen (GÜTTINGER et al. 2001). Die gesamte Mortalität der Jungtiere im ersten Lebensjahr betrug nach ZAHN (1995) 60% für Südbayern, wobei jedoch erhebliche Unterschiede zwischen Kolonien und Jahren zu bestehen scheinen.

Über die regulierenden Faktoren der Populationsdynamik von Großen Mausohren ist relativ wenig bekannt. Zwar können Raubfeinde in Quartiere eindringen und die Tiere zum Verlassen derselben veranlassen (GÜTTINGER 1990), ebenso kann ein Einfluss durch Parasiten (*Cimex* sp.) in Betracht gezogen werden. Ob diese Faktoren jedoch langfristige Auswirkungen auf die Populationsdynamik haben, bleibt noch abzuklären (vgl. GÜTTINGER et al. 2001). Demgegenüber ist ein Einfluss durch klimatische Bedingungen wahrscheinlicher, wenngleich bisher nicht eindeutig nachgewiesen.

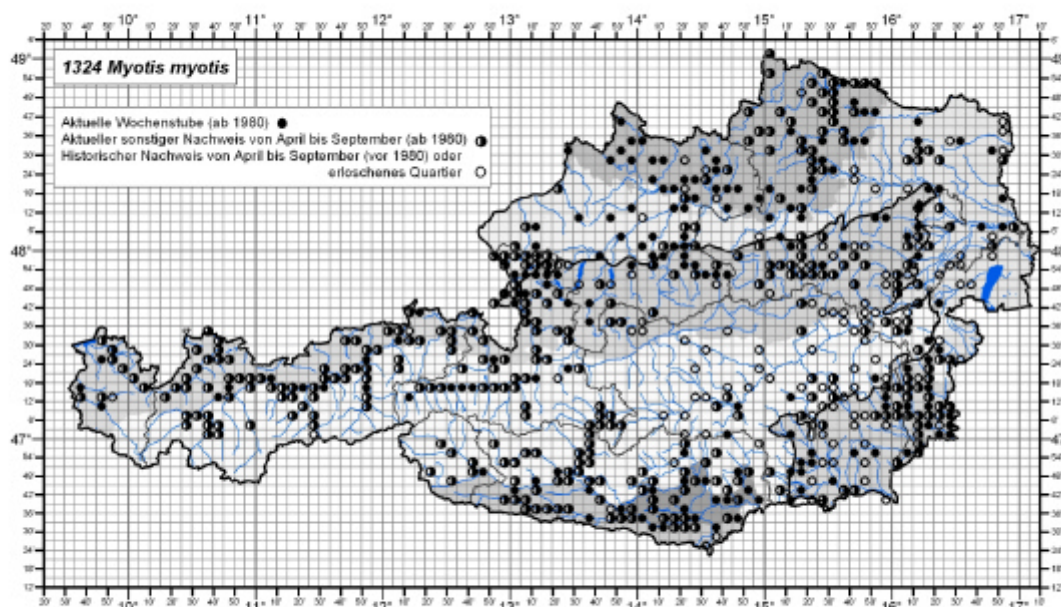
11.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Das Große Mausohr ist eine typische europäische Art, dessen Gesamtareal das westliche Eurasien von der Iberischen Halbinsel bis zur Ukraine, die Türkei, Israel, Libanon und Syrien (GÜTTINGER et al. 2001) umfasst.

Europa: In Europa ist das Große Mausohr bis auf Island, die britischen Inseln und Skandinavien weit verbreitet und kommt in folgenden EU-Mitgliedsstaaten vor: Belgien, Deutschland, Frankreich, Griechenland, Italien, Luxemburg, Niederlande, Österreich, Portugal und Spanien.

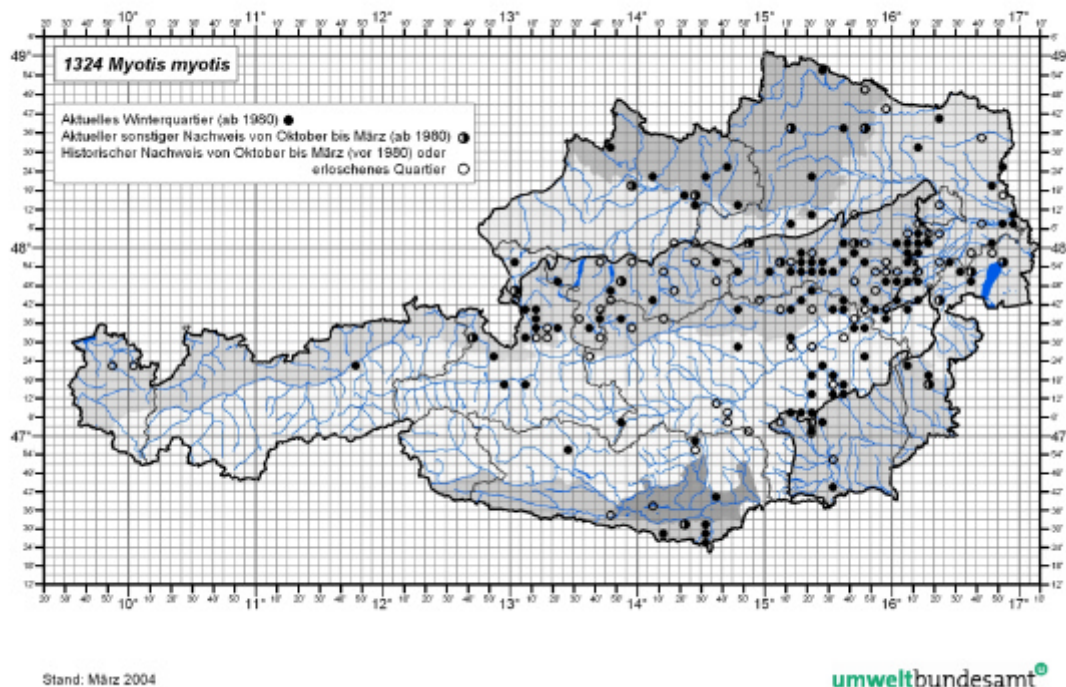
Österreich: In Österreich sind Wochenstuben Großer Mausohren abgesehen von Wien aus allen Bundesländern bekannt, der Schwerpunkt der Verbreitung liegt jedoch in Süd-, Ost- und Nordösterreich (vgl. SPITZENBERGER & BAUER 2001 c). Aussagen zur Verteilung der Winterquartiere erscheinen aufgrund des unzureichenden und sehr heterogenen Erfassungsgrades nicht sinnvoll, da damit wohl hauptsächlich die Bearbeitungsintensität wiedergegeben wird. Österreich stellt ein Überwinterungsgebiet für Große Mausohren aus Norden (Tschechien), Nordosten (Slowakei) und Südosten (Slowenien und Ungarn) dar (vgl. KEPKA 1960, SPITZENBERGER 1988, SPITZENBERGER & BAUER 2001 c).

Nach SPITZENBERGER & BAUER (2001 c) beträgt der geschätzte Gesamtbestand von Großen Mausohren in Österreich an die 100 000 Individuen. Wobei jedoch nicht angegeben wurde, ob hierbei auch Mischkolonien mit dem Kleinen Mausohr inkludiert sind.



Stand: März 2004

umweltbundesamt®



11.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Rote Liste IUCN: lower risk / near threatened (IUCN 2002)

Rote Liste Österreich: gefährdet (BAUER & SPITZENBERGER 1994)

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Anhang II der Berner Konvention und Anhang II der Bonner Konvention.

Entwicklungstendenzen: Wenngleich die Bestände der Großen Mausohren derzeit recht stabil zu sein scheinen (Monitoring-Daten der ‚Artenschutzprojekte Fledermäuse‘ Kärnten und Salzburg), muss für das Große Mausohr als, zumindest im Hinblick auf Wochenstuben und Jagdgebiete eng mit dem Menschen verbundene Fledermausart ein potenzielles Gefährdungspotenzial bei jeglicher Änderungen der gegenwärtigen Situation festgehalten werden. Vor allem die Änderung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung muss hierbei aufmerksam beobachtet werden.

Gefährdungsursachen: Als wichtige Gefährdungsursachen nennt STUTZ (1999) Holzbehandlung in Wochenstuben mittels chemischer Mittel, Störungen in Wochenstuben und Winterquartieren. Daneben sind jedoch auch naturferne Waldbewirtschaftung sowie intensive landwirtschaftliche Nutzung der Landschaft als weitere Gefährdungsursachen zu nennen.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Da Große Mausohren sehr große Wochenstubenkolonien bilden ist der Erhalt dieser von großer Bedeutung, ist doch das gesamte Reproduktionspotenzial größerer Gebiete in diesen konzentriert. Wie in der Schweiz, Deutschland oder England vorbildlich umgesetzt, ist deshalb der Aufbau von Quartierbetreuer-Netzen anzustreben. In Österreich sind solche in den Bundesländern Kärnten, Salzburg, Tirol und Vorarlberg unter professioneller Anleitung im Auf- bzw. Ausbau befindlich. In Oberösterreich wird ein derartiges Quartierbetreuer-Netz derzeit geplant.

Neben der Bestandskontrolle der jeweiligen Kolonien ist es die Aufgabe der Quartierbetreuer, allfällige bauliche oder sonstige Veränderungen am Quartier zu erkennen und den regionalen Fledermausexperten zu melden. Diese übernehmen danach die fledermauskundliche Betreuung von Umbauten, Renovierungen oder sonstigen Maßnahmen. Erfahrungsgemäß kann damit im Grossteil der Fälle der Erhalt der Quartiere gewährleistet werden.

Die von GÜTTINGER (1997) dargelegten Vorschläge zur Erhöhung der Lebensraumqualität für Große Mausohren in der Kulturlandschaft beziehen sich vor allem auf Wälder und die offene Kulturlandschaft. Als entsprechende Maßnahmen zur Aufwertung von Wäldern ist vor allem die Förderung von Buchenwäldern bzw. der Erhöhung des Laubholzanteils, sowie die Rückführung naturferner Forste auf Buchenwaldstandorten in naturnahe Bestände zu nennen. Grundsätzlich sollte ein ökologisch orientierter Waldbau mit Schwerpunkt auf Naturnähe und Nachhaltigkeit gute Voraussetzungen als Jagdlebensraum für Große Mausohren bieten. Auch hinsichtlich der offenen Kulturlandschaft ist die Förderung der ökologisch orientierten Landwirtschaft, mit weitgehendem Verzicht auf Pestizid-Einsatz anzustreben, wodurch positive Auswirkungen sowohl auf das Beuteangebot (Biomasse) als auch auf die Beutequalität zu erwarten sind (GÜTTINGER 1997).

11.1.8 Verantwortung

Österreich stellt derzeit für Große Mausohren ein bedeutendes Verbreitungsgebiet in Mitteleuropa dar, womit eine entsprechende Verantwortung für den Erhalt der Art in Europa einhergeht.

11.1.9 Kartierung

Die Erfassung und das Monitoring von Großen Mausohren erfolgt durch Kontrolle von Wochenstuben- und Winterquartieren. Dabei werden potenzielle Wochenstubenquartiere durch eine systematische Kartierung von Kirchen, größeren Kapellen, Schlössern und Burgen sowie sonstigen Gebäuden mit großen, nicht oder kaum begangenen Dachböden (z.B. Pfarrhöfe, Schulen, etc.) auf Vorkommen Großer Mausohren überprüft. Mittels Kontrolle von Höhlen und Stollen während der Wintermonate (Jänner, Februar) kann eine Bestandserfassung bzw. –kontrolle über Winterquartiere erfolgen.

Eine Beurteilung der Jagdgebietssituation sollte im Umkreis von 15 km um die Wochenstubenquartiere erfolgen und das Vorkommen der für diese Art sehr gut definierten Jagdhabitatstypen (siehe Kapitel Autökologie) beinhalten.

11.1.10 Wissenslücken

Der Erfassungsgrad hinsichtlich der Sommer- und Winterverbreitung Großer Mausohren in Österreich kann im Vergleich zu anderen Fledermausarten als befriedigend eingestuft werden, wobei die Erfassung der Sommerquartiere deutlich besser ist als jene der Winterquartiere.

Zur Biologie und Ökologie, sowie zur Naturschutzbiologie dieser Art liegen aus Österreich keine aktuellen Arbeiten vor, bisherige Arbeiten befassten sich hauptsächlich mit deren Verbreitung (SPITZENBERGER 1988) und Wanderungen (ABEL 1960 und 1974, KEPKA 1960) dieser Art. Somit wären grundlegende Basisdaten zu Jagdgebietenutzung, Nahrungsökologie und Quartiernutzung, so wie weiterführende Untersuchungen zu Populationsdynamik und –genetik dringend erforderlich. Eine Übernahme der Ergebnisse von Untersuchungen in Deutschland oder der Schweiz ist nicht uneingeschränkt möglich, da hierbei die regionale Variabilität vernachlässigt wird, und Missinterpretationen durchaus möglich sind.

Standardisierte Monitoring-Programme beziehen sich in Österreich auf Winterquartiere (Hermannshöhle: BAAR et al. 1986, Mittelsteierischer Karst: MOCHE & POLT 1999) oder Wochenstuben und Winterquartiere (Artenschutzprojekte in den Bundesländern Kärnten, Salzburg, Tirol und Vorarlberg). Eine Ausweitung und Abstimmung der Programme, sowie eine Angleichung an internationale Monitoring-Programme (vgl. BIEDERMANN et al. 2003) ist unbedingt anzu-

streben, um Daten vergleichbar zu machen, wodurch diese erheblich an Aussagekraft gewinnen.

11.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- AHLÉN, I. (1990): Identification of bats in flight. Swedish Soc. for Conserv. of Nature and the Swedish Youth Ass. For Environm. Studies and Conserv. 50pp.
- ANON. (1992): Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities. 35(L 206): 7pp.
- ARLETTAZ, R.; RUEDI, M. & HAUSSER, J. (1991): Field morphological identification of *Myotis myotis* and *Myotis blythii* (Chiroptera, Vespertilionidae): a multivariate approach. *Myotis* 29: 7-16.
- ARLETTAZ, R. (1996): Feeding behaviour and foraging strategy of free-living mouse-eared bats, *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Animal Behaviour* 51: 1-11.
- ARLETTAZ, R. ; BECK, A., GÜTTINGER, R. ; LUTZ, M. ; RUEDI, M. & ZINGG, P.E. (1994): Où se situe la limite nord de répartition géographique de *Myotis blythii*. *Z. Säugetierkunde* 59: 181-188.
- ARLETTAZ, R. & HAUSSER, J. (1997): Trophic resource partitioning and competition between the two sibling bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *J. Animal Ecology* 66: 897-911.
- ARLETTAZ, R.; IBANEZ, C.; PALMEIRIM, J. & HAUSSER, J. (1997): A new perspective on the zoogeography of the sibling mouse-eared bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*: morphological, genetical and ecological evidence. *J. Zool., London* 242: 45-62.
- AUDET, D. (1990): Foraging behaviour and habitat use in the mouse-eared bat *Myotis myotis* (Chiroptera, Vespertilionidae). *J. Mammalogy* 71: 420-427.
- AUDET, D. (1992): Roost quality, foraging behaviour and young production in the mouse-eared bat *Myotis myotis*: a test of the ESS model of group size selection. Unpubl. Dissertation, Universität York. 128 pp.
- BAUEROVA, Z. (1978): Contribution on the trophic ecology of *Myotis myotis*. *Folia Zoologica* 7: 305-316.
- BIEDERMANN, M.; MEYER, I. & BOYE, P. (2003): Bundesweites Bestandsmonitoring von Fledermäusen soll mit dem Mausohr beginnen. *Natur und Landschaft* 78: 89-92.
- DIPPEL, B. (1993): Untersuchungen zum Paarungsverhalten des Großen Mausohrs, *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797) anhand von Dauerbeobachtungen und Lautaufzeichnungen in einem Männchen- und Paarungsquartier. Unpubl. Diplomarbeit, Universität München.
- GAISLER, J. (1989): The r-K selection model and life-history strategies in bats. In: HANAK V., HORÁČEK, I. & GAISLER, J. (Edit.): *European Bat Research 1987*. Praha: 117-124.
- GÜTTINGER, R. (1997): Jagdhabitats des Grossen Mausohres (*Myotis myotis*) in der modernen Kulturlandschaft. BUWAL-Reihe Umwelt, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. 288: 140 pp.
- GÜTTINGER, R.; ZAHN, A.; KRAPP, F. & SCHÖBER, W. (2001): *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797) – Großes Mausohr, Großmausohr. In: KRAPP, F. (Edit.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Aula Verlag. 123-207.
- HAFFNER, M. & MOESCHLER, P. (1995): *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797). In: HAUSSER, J. (Edit.): *Säugetiere der Schweiz*. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin: 123-127.
- HEIDINGER, F. (1988): Untersuchungen zum thermoregulatorischen Verhalten des Großen Mausohrs, *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797) in einem Sommerquartier. Unpubl. Diplomarbeit, Universität München.
- HELVERSEN, O.V.; ESCHE, M., KRETZSCHMAR, F. & BOSCHERT, M. (1987): Die Fledermäuse Südbadens. *Mitt. Bad. Landesv. Naturkunde Naturschutz* 4: 409-475.

- HORÁČEK, I. (1981): Remarks on the causality of population decline in European bats. *Myotis* 21/22: 138-147.
- IUCN (2002): 2002 IUCN Red List of Threatened Species. <www.redlist.org>. Downloaded on 14 August 2002.
- RUDOLPH, B.-U. & LIEGL, A. (1990): Sommerverbreitung und Siedlungsdichte des Mausohrs *Myotis myotis* in Nordbayern. *Myotis* 28: 19-38.
- RUEDI, M. ; ARLETTAZ, R. & MADDALENA, T. (1990): Distinction morphologique et biochimique de deux espèces jumelles de chauves-souris: *Myotis myotis* (Bork.) et *Myotis blythi* (Tomes) (Mammalia, Vespertilionidae). *Mammalia* 54 : 415-429.
- SCHOBER, W. & GRIMMBERGER, E. (1998): Die Fledermäuse Europas – Kennen, Bestimmen, Schützen. Frankh-Kosmos, Stuttgart. 2. Auflage. 265 pp.
- SPITZENBERGER, F. (2002): Wissenschaftliche Grundlagen für die Auswahl von Schutzgebieten für FFH-Fledermausarten in Österreich. *Natur und Landschaft* 77: 81-85.
- STUTZ, H.-P.B. (1989): Die Höhenverteilung der Wochenstuben einiger ausgewählter schweizerischer Fledermausarten (Mammalia, Chiroptera). *Revue Suisse Zool.* 96 : 651-662.
- STUTZ, H.-P.B. (1999): *Myotis myotis* (BORKHAUSEN, 1797). In: MITCHELL-JONES, A.J.; AMORI, G.; BOGDANOWICZ, W.; KRYSZTOFEK, B.; REIJNDERS, P.H.J.; SPITZENBERGER, F.; STUBBE, M.; THISSEN, J.B.M.; VOHRALIK, V. & ZIMA, J. (Edit.): *Atlas of European Mammals*. Academic Press, London: 114-115.
- ZAHN, A. (1995): Populationsbiologische Untersuchungen am Großen Mausohr (*Myotis myotis*). Verlag Shaker, Aachen. 130 pp.
- Mit speziellem Österreichbezug:**
- ABEL, G. (1960): 24 Jahre Beringung von Fledermäusen im Lande Salzburg. *Bonner Zool. Beiträge* 11(Sonderheft): 25-32.
- ABEL, G. (1976): Vorkommen und Verbreitung der Chiropteren des Landes Salzburg/Österreich. *Myotis* 14: 15-24.
- AMON, H.; BAAR, A.; ENGL, K. & PÖLZ, W. (1993): Fledermauskundliche Kartierung des mittleren Burgenlandes. In: LEITNER, J. & VOGEL, W. (Edit.): *Fledermäuse als Bioindikatoren*. Umweltbundesamt Reports. 92 pp.
- BAAR, A.; MAYER, A. & WIRTH, J. (1986): 150 Jahre Fledermausforschung in der Hermannshöhle. *Ann. Naturhist. Mus.* 88/89: 223-243.
- BASCHNEGGER, H. (1986): Die Fledermäuse Vorarlbergs unter spezieller Berücksichtigung des Brengenerwaldes und der Arten *Plecotus auritus* und *Rhinolophus hipposideros*. Unpubl. Dissertation Universität Wien. 105 pp.
- BAUER, K.; BAAR, A.; ENGL, K.; MAYER, A. & PÖLZ, W. (1986): Die Fledermäuse des Nationalparks Hohe Tauern. Eine vorläufige Übersicht. Unpubl. Gutachten im Auftrag des Nationalparks Hohe Tauern. 13 pp.
- BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Listen der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). In: GEPP J. (Edit.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe des BUJF Band 2: 35-39.
- FREITAG, B. (1994): Gebäudebewohnende Fledermäuse in der Obersteiermark – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 124: 247-269.
- FREITAG, B. (1996): Gebäudebewohnende Fledermäuse in den steirischen Bezirken Hartberg, Weiz, Graz-Umgebung und der Stadt Graz – Ein Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung (Mammalia, Chiroptera). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 126: 207-223.
- FREITAG, B. & FREITAG, P. (1996): Überwinternde Fledermäuse in Höhlen und Stollen der Landeshauptstadt Graz (Steiermark, Österreich) und ihrer nächsten Umgebung (Mammalia, Chiroptera). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 125: 225-234.

- HÜTTMEIR, U. & REITER, G. (1999): Vorkommen und Gefährdung gebäudebewohnender Fledermäuse (Chiroptera: Rhinolophidae, Vespertilionidae) im Salzburger Anteil des Nationalparks Hohe Tauern und in den Nationalparkgemeinden des Pinzgaues. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern 5: 161-184.
- HÜTTMEIR, U.; REITER, G. & JERABEK, M. (2002): Artenschutzprojekt Fledermäuse Kärnten-Salzburg-Tirol – Tätigkeitsbericht Kärnten 2002. Unpubl. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 20, Uabt. Naturschutz. 2-36.
- JERABEK, M.; REITER, G. & HÜTTMEIR, U. (2002): Artenschutzprojekt Fledermäuse Kärnten-Salzburg-Tirol – Tätigkeitsbericht Salzburg 2002. Unpubl. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und dem Amt der Salzburger Landesregierung Abt. 13 Naturschutz. 37-78.
- KEPKA, O. (1960): Die Ergebnisse der Fledermausberingung in der Steiermark vom Jahre 1949-1960. Bonn. Zool. Beitr. 11(Sonderheft): 54-76.
- KEPKA, O. (1961): Über die Verbreitung einige Fledermäuse in der Steiermark. Mitt. naturw. Verein Steiermark: 58-76.
- KEPKA O. (1981): Fledermäuse der Steiermark. *Myotis* 18-19: 168-179.
- KUTZENBERGER, H.; BAAR, A. & PÖLZ, W. (2000): Leitfaden zum Schutz der Fledermäuse in der Großstadt Wien. Amt der Wiener Landesregierung, MA22-Umweltschutz, 1082 Wien. 41 pp.
- MOCHE W. & POLT, H. (1999): Fledermauskundliche Kontrollfahrt in den Mittelsteirischen Karst. Mitt. Landesver. f. Höhlenkunde i. d. Stmk. 28: 7-12.
- MRKOS, H. & TRIMMEL, H. (1951): Das Zahlenverhältnis Männchen:Weibchen bei Mausohr und Hufeisennase. *Die Höhle* 2: 22-25.
- MRKOS, H. (1962): Fledermausbeobachtungen in der Hermannshöhle bei Kirchberg am Wechsel, Niederösterreich. Bonn. Zool. Beitr. 13: 274-283.
- REITER, G.; JERABEK, M. & HÜTTMEIR, U. (2003): Fledermäuse in der Stadt Linz. *Nat.kdl. Jahrb. Stadt Linz* 45: 11-59.
- SPITZENBERGER, F. (1988): Großes und Kleines Mausohr *Myotis myotis* Borkhausen, 1797 und *Myotis blythi* Tomes, 1857 (Mammalia, Chiroptera) in Österreich. *Mammalia austriaca* 15. Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 42: 1-68.
- SPITZENBERGER, F. (1993): Angaben zu Sommerverbreitung, Bestandsgrößen und Siedlungsdichten einiger gebäudebewohnender Fledermausarten Kärntens. *Myotis* 31: 69-109.
- SPITZENBERGER, F. (1995): Die Säugetiere Kärntens. Teil I. *Carinthia* II 185./105: 247-352
- SPITZENBERGER, F. (2000): Ein Beitrag zur Kenntnis der Fledermausfauna (Chiroptera) Vorarlbergs. *Vorarlberger Naturschau* 8: 9-24.
- SPITZENBERGER, F. & MAYER, A. (1988): Aktueller Stand der Kenntnis der Fledermausfauna Osttirols und Kärntens; zugleich *Mammalia austriaca* 14 (*Myotis capaccinii* BONAPARTE, 1837, *Pipistrellus Pipistrellus kuhlii* KUHL, 1819, und *Pipistrellus savii*, BONAPARTE, 1837). *Ann. Naturhist. Mus. Wien.* 90: 69-91.
- SPITZENBERGER, F. & SACKL, P. (1993): Ein Beitrag zur Kenntnis der gebäudebewohnenden Fledermäuse des Bezirkes Deutschlandsberg (Weststeiermark, Österreich) (Mammalia, Chiroptera). *Mitt. Abt. Zool., Landesmuseum Joanneum* 47: 27-38.
- SPITZENBERGER, F. & BAUER, K. (2001 c): Großes Mausohr *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797). In SPITZENBERGER, F. (Edit.): *Die Säugetierfauna Österreichs*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. Bd. 13: 186-193.
- VORAUER, A. (2001): Artenschutzprojekt Fledermäuse – Tirol 2001. Unpubl. Tätigkeitsbericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung Abt. Naturschutz und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 19 pp.

VORAUER, A. & WALDER, C. (1996): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen - Endbericht der Erhebungen im Untersuchungszeitraum 1995/96 im Tiroler Oberland und Außerfern - Ergebnisteil (mit Berücksichtigung aller Tiroler Fledermausdaten). Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 98 pp.

VORAUER, A. & WALDER, C. (1999): Erfassung der Fledermausbestände Tirols und Erarbeitung geeigneter Schutzmaßnahmen. Unpubl. Bericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz. 57 pp.

Wichtige Österreichische Datenquellen:

- ❖ Fledermaus-Datenbank der Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich, Wilhering
- ❖ Fledermauskundliche Arbeitsgemeinschaft, Wien
- ❖ Naturhistorisches Museum, Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich und im Ausland:

- ❖ Dr. F. SPITZENBERGER, Naturhistorisches Museum Wien
- ❖ Dr. G. REITER, Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich, Wilhering
- ❖ Dr. A. ZAHN, Koordinationsstelle für Fledermausschutz in Südbayern, Waldkraiburg, BRD
- ❖ Dipl. Biol. R. GÜTTINGER, Wattwil, Schweiz

11.2 Indikatoren und Schwellenwerte

11.2.1 Indikatoren für die Population

Population ¹¹	A	B	C
Wochenstuben	Populationszunahme im Wochenstubenquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> > 210 Ind.	Stabile Population im Wochenstubenquartier (\pm 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> 30 bis 210 Ind.	Populationsabnahme im Wochenstubenquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> < 30 Ind.
Winterquartiere	Populationszunahme im Winterquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> > 10 Ind.	Stabile Population (\pm 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> 3 bis 10 Ind.	Populationsabnahme im Winterquartier (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> < 3 Ind.
Habitatqualität	A	B	C
Wald	Im Umkreis von 15 km um Wochenstubenquartiere > 50 % unterwuchsfreie oder zumindest unterwuchsarme Laub- und Nadelholz-	Im Umkreis von 15 km um Wochenstubenquartiere 50 bis 30 % unterwuchsfreie oder zumindest unterwuchsarme Laub- und Nadelholz-	Im Umkreis von 15 km um Wochenstubenquartiere < 30 % unterwuchsfreie oder zumindest unterwuchsarme Laub- und Nadelholz-

¹¹ Die Beurteilung der Population (Wochenstuben und Winterquartiere) soll wenn möglich in Form von Populationstrends erfolgen; Individuenzahlen sind Indikatoren mit geringerer Aussagekraft, welche jedoch bei Erstaufnahmen bzw. fehlenden Daten zu Populationstrends zur Anwendung kommen können. Populationstrends werden durch standardisierte jährliche Zählungen ermittelt.

	Mischwälder (der Boden ist zumindest zur Hälfte krautschichtfrei; vgl. GÜTTINGER 1997)	Mischwälder (der Boden ist zumindest zur Hälfte krautschichtfrei) <u>oder</u> im Umkreis von 15 km um Wochenstubenquartiere > 50 % Nadelwälder	Mischwälder (der Boden ist zumindest zur Hälfte krautschichtfrei) <u>oder</u> im Umkreis von 15 km um Wochenstubenquartiere < 50 % Nadelwälder
Offene Kulturlandschaft	> 40 % Mähwiesen, bestoßene Weiden und Streuobstwiesen im Umkreis von 15 km um Wochenstubenquartiere (vgl. GÜTTINGER 1997)	40 bis 20 % Mähwiesen, bestoßene Weiden und Streuobstwiesen im Umkreis von 15 km um Wochenstubenquartiere	< 20 % Mähwiesen, bestoßene Weiden und Streuobstwiesen im Umkreis von 15 km um Wochenstubenquartiere
Störungspotenzial der Wochenstubenquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar: 1) keine Umbauten im Quartierbereich geplant <u>und</u> sehr selten Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.) <u>und</u> regelmäßige Betreuung durch Fledermausexperten oder geschulte Quartierbetreuer	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) keine Umbauten im Quartierbereich geplant <u>und</u> selten Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.) <u>und</u> keine regelmäßige Betreuung durch Fledermausexperten oder geschulte Quartierbetreuer <u>oder</u> 2) geplanter Umbau im Quartierbereich <u>und</u> Betreuung durch Fledermausexperten	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geplanter Umbau im Quartierbereich <u>und</u> keine Betreuung durch Fledermausexperten <u>oder</u> 2) drohender Abriss des Gebäudes <u>oder</u> 3) häufige Störungen im Quartier (z.B. Begehungen der Quartiere, etc.)
Störungspotenzial der Winterquartiere	Kein unmittelbares Störungspotenzial erkennbar	Geringes unmittelbares Störungspotenzial: 1) geringer Befahrungsdruk (z.B. Unrat frequent vorhanden)	Großes unmittelbares Störungspotenzial: 1) Verschluss der Öffnungen <u>oder</u> 2) touristische Nutzung erkennbar (Russ an den Hangplätzen bzw. Lagerfeuerreste, etc.) <u>oder</u> 3) Veränderungen des Mikroklimas

11.2.2 Indikatoren für das Gebiet

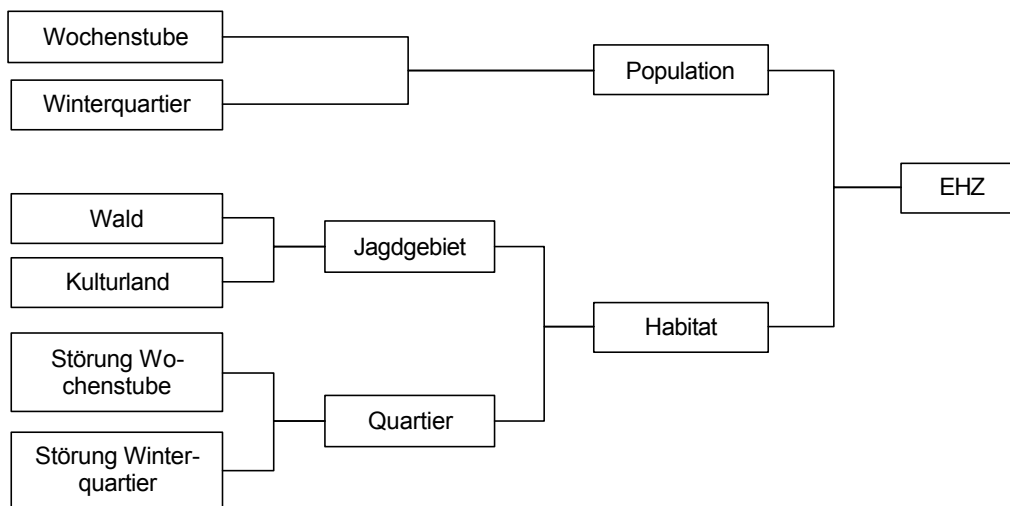
Population ¹²	A	B	C
Populationstrend in den Wochenstubenquartieren	Populationszunahme in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl der Wochenstuben > 210 Ind.	Stabile Population in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (\pm 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl der Wochenstube 30 bis 210 Ind.	Populationsabnahme in den Wochenstubenquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl der Wochenstube < 30 Ind.
Anzahl Wochenstuben	1) Anzahl der Wochenstubenquartiere zunehmend (nur reelle Neubesiedlungen und nicht offiziell neu entdeckte bestehende, jedoch bislang unbekannt Quartiere) <u>oder</u> 2) Anzahl der Wochenstubenquartiere nach vorangegangener Zunahme nunmehr konstant	Anzahl der Wochenstubenquartiere konstant	Anzahl der Wochenstubenquartiere abnehmend
Populationstrend in den Winterquartieren	Populationszunahme in den Winterquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren > 10 Ind.	Stabile Population in den Winterquartieren des Gebietes (\pm 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren 10 bis 3 Ind.	Populationsabnahme in den Winterquartieren des Gebietes (mehr als 10% in 6 Jahren) <u>oder</u> durchschnittliche Individuenzahl in den Winterquartieren < 3 Ind.
Anzahl Winterquartiere	1) Anzahl der Winterquartiere zunehmend (nur reelle Neubesiedlungen und nicht neu entdeckte bestehende, jedoch bislang unbekannter Quartiere) <u>oder</u> 2) Anzahl der Winterquartiere nach vorangegangener Zunahme nunmehr konstant	Anzahl der Winterquartiere konstant	Anzahl der Winterquartiere abnehmend
Habitatqualität	A	B	C
Jagdgebiete	> 75 % der Jagdgebiete wur-	50-75 % der Jagdgebiete	> 50 % der Jagdgebiete wur-

¹² Die Beurteilung der Sommer- und Winterpopulation soll wenn möglich in Form von Populationstrends erfolgen; Durchschnittliche Individuenzahlen sind Indikatoren mit geringerer Aussagekraft, welche jedoch bei Erstaufnahmen bzw. fehlenden Daten zu Populationstrends zur Anwendung kommen können.

	den mit A oder B bewertet	wurden mit A oder B bewertet	den mit C bewertet
Störungspotenzial der Quartiere	> 75 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit A oder B bewertet	50-75 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit A oder B bewertet	> 50 % der Quartiere (Sommer- und Winterquartiere) wurden mit C bewertet

11.3 Bewertungsanleitung

11.3.1 Bewertungsanleitung für die Population



Population

	Wochenstuben			
Winterquartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	B	C

Jagdgebiet

	Wald			
Kulturland		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Quartiere

		Störung der Wochenstuben		
Störung der Winterquartiere		A	B	C
	A	A	A	B
	B	A	B	C
	C	B	C	C

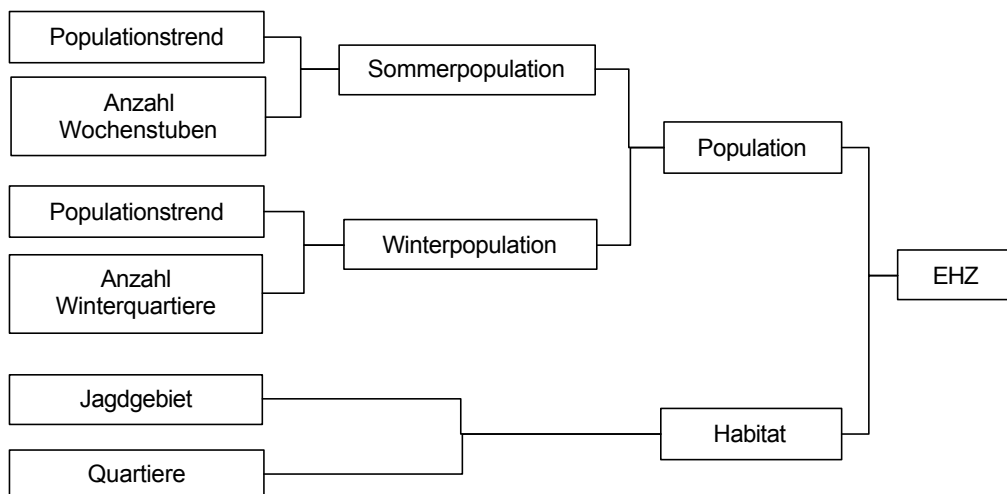
Habitatqualität

		Jagdgebiet		
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

		Population		
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

11.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet



Sommerpopulation

	Populationstrend			
Anzahl Wochen- stuben		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Winterpopulation

	Populationstrend			
Anzahl Winter- quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Population

	Sommerpopulation			
Winterpopula- tion		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Habitatqualität

	Jagdgebiet			
Quartiere		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand (EHZ)

	Population			
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

NAGETIERE

Bearbeiter: Dr. Johanna Sieber

12 1337 CASTOR FIBER (LINNAEUS, 1758)

12.1 Schutzobjektsteckbrief

Deutscher Name: Eurasischer Biber

Synonyme: -

12.1.1 Identifikation

Systematische Stellung: Mammalia (Säugetiere), Rodentia (Nagetiere), Castoridae (Biber)

Nominalform *Castor fiber fiber* (Skandinavien), in Europa und Asien bis zu 15 verschiedene Unterarten beschrieben, die allerdings bis jetzt nicht genetisch bestätigt sind

Merkmale:

Größtes Nagetier Eurasiens; Gesamtlänge bis 130 cm, Gewicht bis 30 kg (Extremfälle bis 38 kg bekannt). Gedrungener, aber „stromlinienförmiger“ Körper, Haarkleid extrem dicht und wasserfest, Farben von hellbraun bis schwarz, sehr selten Albinos oder Weißlinge. Hinterfüße mit Schwimmhäuten zwischen den Zehen, 2. Zehe mit „Putzkralle“ ausgestattet (Nagel von Grund auf gespalten, beim Putzen werden Haarbüschel durchgekämmt). Vorderfüße ohne Schwimmhäute, zum Greifen geeignet. Sehr massive Nagezähne mit orangefarbenem Zahnschmelz. Ohren klein, kaum aus dem Pelz hervorragend, beim Abtauchen verschließbar. Schwanz unbehaarte, breite „Kelle“ mit derber schuppenartig strukturierter Haut, dunkelgrau (Breite bis 13 cm, Länge bis 30 cm).

12.1.2 Biologie

Biber zählt man zu den semi-aquatischen Säugetieren, das heißt, sie verbringen ihr Leben im und am Wasser. Limitierende Faktoren für eine dauerhafte Biberbesiedlung sind die Verfügbarkeit von ganzjährig vorhandenem Wasser (stehend oder fließend) bzw. Pflanzennahrung (Sommer Grünpflanzen aller Art im und am Wasser, Winter Gehölze, von denen die Rinde geschält werden kann), denn Biber sind reine Vegetarier. Sie sind ganzjährig aktiv.

Ein Paar besetzt ein 500 m bis mehrere km Gewässerufer umfassendes Territorium (abhängig im Wesentlichen von den Winternahrungsressourcen), das es markiert (Geilrüsensekret) und verteidigt. Es bleibt lebenslang zusammen. Paarungszeit ist im Jänner/Februar, nach einer Tragzeit von ca. 3 Monaten werden 1-4 Junge voll bepelzt und sehend geboren. Nach einer 2-monatigen Säugezeit beginnen die Jungen feste Nahrung zu fressen, die dann mit Hilfe der von den Elterntieren übergebenen Blinddarmbakterien verdaut werden kann.

Die Jungtiere bleiben etwa 2 Jahre im Familienverband, arbeiten bei der Erhaltung der Strukturen im Revier (Baue, Dämme) mit, wandern meist im 3. bis 4. Lebensjahr ab, verpaaren sich und gründen ein eigenes Revier. Die Ausweitung vom Biber besiedelter Lebensräumen wird mit 4km / Jahr angegeben (ZAHNER 1996).

Biber bewirken mit ihren vielfältigen Tätigkeiten (Bäume fällen, Graben, Dämme bauen) bisweilen drastische Lebensraumveränderungen: Aufhellung des dunklen Auwaldes, Schaffung von Strukturen am Ufer und im Wasser, Fließgewässer werden durch Dammanlagen zu einer Kette von Teichen gestaut, der Grundwasserspiegel wird erhöht, tw. großflächige Vernässungen schaffen Feuchtlebensräume. Biber sind wertvolle Renaturierer von Uferlandschaften und Wegbereiter für Erhöhung der Artendiversität in Fauna und Flora (POLLOCK et al. 1995).

12.1.3 Autökologie

Die Ansprüche der Art *Castor fiber* an ihren Lebensraum sind relativ „bescheiden“: sie brauchen ganzjährig verfügbares Wasser und Pflanzennahrung (besonders die Verfügbarkeit von Gehölz am Gewässerufer als Winternahrung ist ein limitierender Faktor). Gewässer der Ebene bis zum Mittelgebirge sind gut besiedelbar, nicht angenommen werden rasch fließende Gebirgsbäche mit Steinufern.

Optimale Lebensräume sind die wenigen verbliebenen weichen und harten Flussauen (NP Donauauen, Tullner Au, March-Thaya-Auen (FFH-Lebensraumtypen 3260, 3270, 91E0, 91F0) und deren Altwässer; optimal bis mäßig optimal sind semi-natürliche Fließgewässerufer (Fischa, Inn, Salzach); prinzipiell zwar suboptimal, jedoch durchaus besiedelbar sind gut bestockte, auch künstlich geschaffene Gewässer wie der Marchfeldkanal, Teichanlagen, Drainagegräben; suboptimal und nur kurzzeitig nutzbar sind hart verbaute oder dürrig bestockte Gewässer.

Nicht unwesentlich für die Bewohnbarkeit eines Gewässerabschnittes ist die Möglichkeit der Errichtung eines winterfesten Baues. Entweder kann ein Wohnkessel in ein Steil- oder Trapezufer gegraben werden (ohne oder mit einem „Vorbau“ aus Astmaterial) oder im Flachwasser wird eine „Burg“ errichtet. In jedem Fall hat der Bau einen bei Mittelwasser nur unter der Wasserlinie erreichbaren Eingang, der Wohnkessel liegt immer trocken über dieser. Ein Biberbau kann abhängig von der Familiengröße mehrere Wohnkessel und Eingänge umfassen, auch mehrere Baue in einem Familienrevier sind möglich. Bei Niedrigwasser fallen die Eingänge trocken und können leichter entdeckt werden.

12.1.4 Populationsökologie

Biber leben in Familienclans, die sich meist aus 4-8 Individuen, d. h. dem Elternpaar, den Jungtieren des Vorjahres bzw. des laufenden Jahres zusammensetzen. Da Biber ihr Territorium nur im Notfall (Nahrungsmangel, massive Störungen) verlassen, sind Populationen, die ein Fließgewässersystem vollständig nutzen, sehr stabil. Reviergrößen sind vor allem abhängig vom Nahrungsangebot (500 m bis mehrere km Uferlänge), aber auch von der Dichte der Population.

Über den Alters- bzw. Geschlechteraufbau in einer Population existieren nur wenige Untersuchungen, die vor allem auf Jagddaten basieren.

In Mitteleuropa gibt es für den Biber praktisch keine Fressfeinde mehr (Wolf und Bär sind ausgerottet), Jungtiere sind eventuell durch streunende Hunde gefährdet. Bei größeren Hochwasserereignissen zwischen April und August ertrinken die meisten der Jungtiere. Als Nutzungskonkurrent kommt nur der Mensch in Frage.

Biber machen nur höchstens 1 Wurf pro Jahr mit 1-4 Jungen, die noch dazu lange betreut werden (bleiben mehr als 2 Jahre im elterlichen Revier). Der Fortpflanzungserfolg ist im Freiland schwer im Detail zu bestimmen – nur eine Erhöhung der Gesamtzahl der Familienreviere weist auf längere Sicht darauf hin. Die Lebenserwartung frei lebender Biber dürfte um 15-20 Jahre liegen (DJOSHKIN & SAFONOV 1972). Biber wandern auf Reviersuche nicht nur entlang von Wasserwegen, sondern gehen mehrere km über Land und überqueren auch Wasserscheiden.

Der Ausbreitungsradius von einem Source-Habitat ausgehend beträgt einigen Untersuchungen folgend ca. 4 km / Jahr (ZAHNER 1996).

12.1.5 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Ursprünglich kam der Biber in den bewaldeten Gebieten der Paläarktis mit Ausnahme der mediterranen Zone und Japans vor (CORBET 1978). Die Bestände wurden aber bereits im Hochmittelalter stark rückläufig.

Das Gesamtareal der Art erstreckt sich aktuell mittlerweile wieder auf weite Gebiete des historischen Vorkommens – allerdings dürfte die ursprüngliche Individuenzahl, besonders in Mittel-

europa wegen der Interessenskonflikte mit menschlicher Landnutzung nicht annähernd wieder erreichbar sein. Die Britischen Inseln und Irland wurden noch nicht wieder besiedelt – Diskussionen darüber sind im Gange.

Europa: Dank des seit 1845 (!) erfolgten Schutzes der norwegischen und später auch der übrigen Restpopulationen sowie der erfolgreichen Wiederansiedlungen an vielen Stellen seines ursprünglichen Areals kann das Vorkommen der Art innerhalb der EU 15 als gesichert betrachtet werden. NOLET & ROSELL (1998) rechnen mit einem Gesamtbestand der Art von 430.000 Individuen, Wahrscheinlich etwa 140.000 in der EU (mindestens 125.000 davon in Schweden und Finnland).

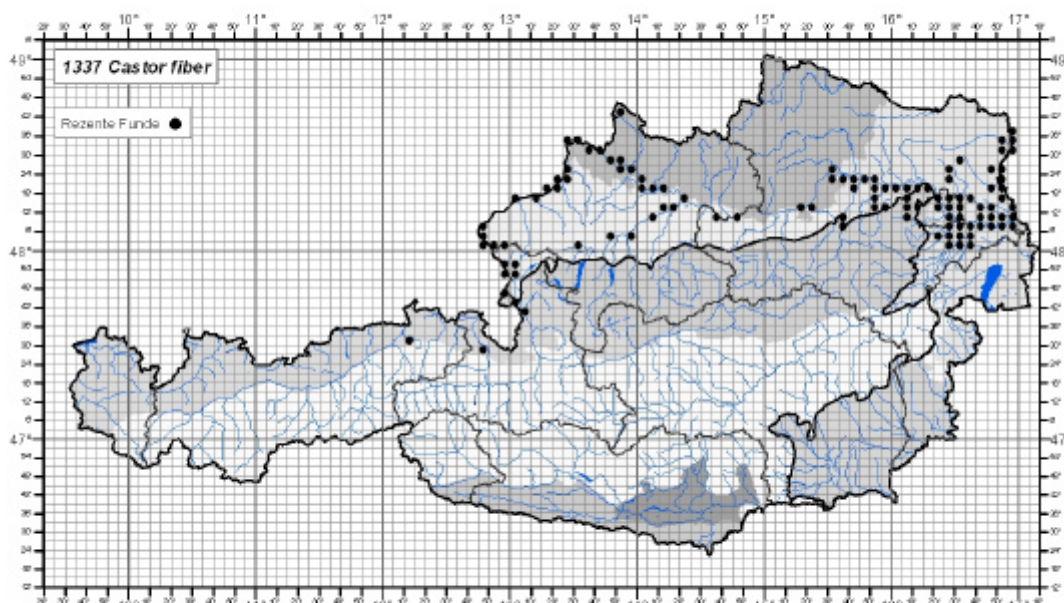
Die Art ist innerhalb der EU 15 in 7 Mitgliedstaaten (AT, BE, DE, FI, FR, NL, SE) und 5 biogeographischen Regionen (alpin, atlantisch, boreal, kontinental, mediterran) vorhanden.

Österreich: Vorläufige Schwerpunkte der Verbreitung sind momentan in Salzburg und Oberösterreich Salzburg und Inn bzw. deren Zubringer, in Niederösterreich die Tullner, Korneuburger und Marchauen sowie der Nationalpark Donauauen und die „Feuchte Ebene“ im Südosten von Wien (Schwechat, Fischea).

Die westliche und östliche Population – bis um 1995 noch getrennt, wächst seitdem der Donau entlang gut zusammen. Nebenflüsse der Donau westlich von Wien werden bereits z.T. gut besiedelt (Traisen, Kamp im Unterlauf, Melk), bis jetzt hat der Biber allerdings noch keine größeren Höhenlagen erreicht. Bemerkenswert ist die Besiedlung des Wiener Raumes, hier ist ein Schwerpunkt die Donauinsel mit vorerst 13 Revieren.

Der Gesamtbestand in Österreich dürfte nach der letzten (nicht ganz vollständigen) Kartierung 2003 mindestens 1.800-2.000 Individuen in etwa 500 Revieren umfassen.

Potenziell kann der Biber in Österreich sämtliche Gewässer der Ebenen und des Mittelgebirges bis etwa 1.000 m Höhe mit ausreichendem Vegetationssaum besiedeln.



Stand: November 2003

umweltbundesamt

12.1.6 Gefährdung und Schutz

Einstufung:

IUCN Red List (2001): NT (Near Threatened)

Rote Liste Österreich (GEPP et al. 1994): Kat. 1 (vom Aussterben bedroht)

Bundesländer : Rote Listen Säugetiere in Bearbeitung

Schutzstatus :

Europa: Berner Konvention Anhang III

EU: Anhang II, Anhang IV (Schweden und Finnland Anhang V) der FFH-Richtlinie

Österreich: In allen Bundesländern unter Naturschutz, außer in Salzburg (im Jagdrecht, ganzjährig geschont).

Entwicklungstendenzen: In Österreich war der Biber sehr wahrscheinlich um 1700 noch in allen großen Flusssystemen verbreitet (STÜBER 1988), aber bereits 1863 wurde der letzte Biber in Niederösterreich (Fischamend), 1869 in Salzburg erlegt. In der Mitte des 19. Jh. war der Eurasische Biber in Europa schließlich nur mehr in isolierten Restpopulationen (Mittel-Norwegen, Ostpolen, Rhone/Frankreich, Elbe/Deutschland, Baltische Staaten, Russland), die z.T. nur wenige Hundert Individuen umfassten, vorhanden. Im wesentlichen war starke Überbejagung (Felle, Wildbret, Bibergeil für Heilzwecke) und nur zu einem geringen Teil die Regulierung der Gewässer für den Bestandsrückgang verantwortlich (NOLET 1997). Nachdem der Biber in Österreich vollständig ausgerottet worden war wurde er einem Trend in Mitteleuropa folgend erst in den Jahren 1976-1982 wieder angesiedelt. Die rund 50 ausgewilderten Individuen entwickelten sich in den ersten 10 Jahren nur zögernd bis zu einem geschätzten Bestand von ca. 150 Tieren (KOLLAR & SEITER 1990), das zweite Jahrzehnt war wesentlich erfolgreicher, wir schätzten nach einer Bestandsaufnahme in NÖ rund 800 (SIEBER 1998), in ÖO und Salzburg weitere 200 Biber (SIEBER 1999). Die seit Winter 2002/03 laufende, noch nicht ganz vollständige Kartierung weist auf einen weiteren positiven Trend hin – Schätzung 1800-2000 Individuen.

Gefährdungsursachen: Trotz zahlenmäßig positiver Entwicklung kann man vorerst bei einem österreichweiten Gesamtbestand, der sich bis jetzt nur auf die Bundesländer Salzburg, OÖ, NÖ und Wien erstreckt, von geschätzten 2000 Individuen nur bedingt von einem „gesicherten“ Vorkommen ausgehen. Jeder massive Eingriff in die Population (epidemische Erkrankungen, die immer wieder geforderte Dezimierung wegen diverser Konflikte, Jagd) kann derzeit noch zu einem Erlöschen führen.

Der in Österreich vorkommende Bestand stammt zum Großteil von ca. 50 wieder angesiedelten Individuen ab (nur wenige Zuwanderer aus Bayern) und hat daher eine nur sehr schmale genetische Basis. Ob das in Zukunft zu Problemen führen wird, ist nicht leicht abschätzbar. Das Beispiel Schweden weist allerdings eher auf das Gegenteil hin, vor bereits 75 Jahren wurde hier ein Bibervorkommen von heute rund 100.000 Individuen aus einer Gründerpopulation von rund 70 norwegischen Tieren aufgebaut.

Artenschutzmaßnahmen: Neue Ansiedlungsprojekte bzw. Bestandesstützungen sind nicht nötig; die natürliche Dispersion führt auf lange Sicht zur Besiedlung aller geeigneten Habitats.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Wünschenswert ist eine naturnahe Ufergestaltung (eventuell Rückbau) von Gewässern, sowie standortgerechte Gehölzbestockung.

Konflikte mit Land- und Forstwirtschaft bzw. anderer menschlicher Landnutzung können langfristig nur durch geförderte Flächenstilllegungen, Vertragsnaturschutz und Schadensabgeltungen minimiert werden; kontrollierte Bestandsdezimierungen in besonders dicht besiedelten Habitats oder wenn „Gefahr im Verzug“ ist (z.B. bei massiven Grabungen in Hochwasserschutz-

dämmen) werden zukünftig kaum zu vermeiden sein, und sind in ausgewählten Fällen auch zu verantworten.

12.1.7 Verantwortung

Österreich besitzt mit relativ umfangreichen naturnahen Flussauen-Habitaten optimale Lebensräume für Biber. Die Donau mit ihren Nebenflüssen bildet ein europaweit wichtiges System von Wanderwegen, über das neue Gebiete erschlossen werden können, und das unbedingt erhalten werden muss.

12.1.8 Kartierung

Gute Anweisungen zur Methodik der Biberkartierung, die Allgemeinstandard ist, findet man unter www.gerhardschwab.de/veroeffentlichungen.

Kartierungen sollten im Winterhalbjahr stattfinden – die Zeichen von Biberanwesenheit (Fraßspuren an Gehölzen) sind dann nicht zu übersehen.

Auffinden und Abgrenzen einzelner Reviere; pro Revier werden 4 Individuen geschätzt (HEIDECKE 1986) und so ein Gesamtbestand ermittelt. Hilfreich ist die Sammlung und Verwertung von Hinweisen aus der Bevölkerung (bes. Jäger, Angler, Naturinteressierte) sowie die Verwertung von gemeldeten Kadavern (Alter, Todesursache, morphometrische Untersuchung).

Eine Bestandserhebung sollte auf jeden Fall in Abständen von 5 Jahren durchgeführt werden, um einen Überblick über die Entwicklung dieses Wiederansiedlungsprojektes zu behalten.

Zur Überwachung des Erhaltungszustandes sollten die Bestände kontrolliert werden (die Anzahl der Reviere sollte mindestens gleich bleiben oder anwachsen), Uferstruktur (z.B. harte Verbauung) sollten sich nicht verschlechtern und die Durchgängigkeit der Wanderwege muss gewährleistet sein.

12.1.9 Wissenslücken

Es gibt noch immer keine ausreichenden genetischen Untersuchungen zur Abgrenzung eventueller Unterarten (FREYE 1960, HEIDECKE 1986) bzw. Freilandstudien zu Dispersion und Sozialverhalten. Wegen der guten Bestandesentwicklung in Mitteleuropa werden genaue Dokumentationen immer aufwändiger und teurer und damit immer seltener. Weiters existieren zu wenig Kenntnisse über den Erfolg von Translokationen.

12.1.10 Literatur und Quellen

Zitierte Literatur

- CORBET, G. B. (1978): The Mammals of the Palaearctic Region. A Taxonomic Review. Brit. Museum, Cornell University Press, London Ithaca. 314pp.
- DJOSHKIN, W. W. & W. G. SAVONOV (1972): Die Biber der Alten und Neuen Welt. Neue Brehm Bücherei 437, Ziemsen, Wittenberg. 168pp.
- FREYE, H. A. (1960): Zur Systematik der Castoridae (Rodentia, Mammalia). Mitt. Zool. Mus. Berlin 36: 105-122.
- HEIDECKE, D. (1986): Taxonomische Aspekte des Artenschutzes am Beispiel der Biber Eurasiens. *Hercynia* 23: 146-161.
- POLLOCK, W. et al. (1995): Beavers as Engineers. In: JONES, C. G. & J. H. LAWTON (Hrsg.): Linking species and ecosystems. Chapman & Hall, New York, London. 397pp.
- NOLET, B. A. (1997): Management of the beaver *Castor fiber* towards restoration of its former distribution and ecological function in Europe. *Nature and Environment* 86 (council of Europe, Straßburg. 32pp.

- NOLET, B. A. & ROSELL, F. (1998): Comeback of the beaver *Castor fiber*: an overview of old and new conservation problems. *Biol. Conserv.* 83: 165-173.
- SCHWAB, G. & SCHMIDBAUER, M. (2001): Kartieren von Bibervorkommen und Bestandserfassung. unter http://www.gerhardschwab.de/Veroeffentlichungen/Kartieren_von_Bibervorkommen_Textteil.pdf
- ZAHNER, V. (1996): Einfluss des Bibers auf gewässernahe Wälder. Herbert Utz Verlag Wissenschaft, München. 321pp.

Literatur mit speziellem Österreich-Bezug

- ENGLEDER, T. (2003): Zur Rückkehr de Bibers an den Oberlauf der Großen Mühl – Mühlviertel, Böhmerwald. *Denisia* 9: 77-85. Linz.
- KOENIG, O. & KREBS, U. (1979): Bedeutung und Methodik der Ansiedlung von Bibern. Forschungsgemeinschaft Wilhelminenberg, Wien. 13pp.
- KOLLAR, H. P. & SEITER, M. (1990): Biber in den Donauauen östlich von Wien. Eine erfolgreiche Wiederansiedlung. *Umwelt* 14, Verein für Ökologie und Umweltforschung, Wien. 75pp.
- PLASS, J. (2003): Der Bestand des Bibers (*Castor fiber* Linne, 1758) in Oberösterreich – die Situation 2003. *Denisia* 9: 53-77.
- SIEBER, J. (1989): Biber in Oberösterreich. Eine aktuelle Bestandsaufnahme an Inn und Salzach. *Jb. OÖ Mus. Ver.* 134/I: 277-285.
- SIEBER, J. (1990): Suboptimale Biberreviere in Niederösterreich. *Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmus.* 7:397-405.
- SIEBER, J. (1995): Biber (*Castor fiber*): Mehrjährige Ufernutzung durch eine Familie. *Ornith. Beob.* 92:335-337.
- SIEBER, J. (1998): 20 Jahre nach der Wiederansiedlung: Bibermanagement unvermeidlich? *Naturschutz Landschaftspfl. in Brandenburg* 1: 79-80.
- SIEBER, J. (1998): Biber in Wien und Niederösterreich. Projektbericht (unpubl.) an das Land Niederösterreich und den Nationalpark Donauauen. 58pp.
- SIEBER, J. (1999): Bestandsaufnahme 1998/99 der oberösterreichischen Biberpopulation. Projekt N 600051/14 1998/Kr. Amt der OÖ Landesreg., Naturschutzabt. (unpubl.). 54pp.
- SIEBER, J. & BAUER, K. (2001): Europäischer und Kanadischer Biber. In: SPITZENBERGER, F.: Die Säugetierfauna Österreichs, Grüne Reihe des BMLFUW Band 13, austria medien service GmbH, Graz: 366-374.
- SIEBER, J. (2003): Wieviele Biber sind zu viel? *Denisia* 9: 3-13.
- SLOTTA-BACHMAYR, L. & AUGUSTIN, H. (2003): Der Biber im Bundesland Salzburg. Situation und Verbreitung nach der Wiedereinbürgerung vor 20 Jahren. *Denisia* 9: 85-91.

Wichtige österreichische Datenquellen

Eine Datenbank zu den Vorkommen des Biber in Österreich wird am Konrad Lorenz Institut für Vergleichende Verhaltensforschung aufgebaut.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten

Aubrecht, G. (OÖ), Augustin, H. (Naturschutzbund Salzburg), Boszer, O (Univ. Sopron, Ungarn), Czech, A. (Bibermanagement Polen), Gratzl, N, Heidecke, D. (Univ. Halle/Saale), Hulik, T. (Univ. Bratislava, Slowakei), Nolet, B. (Niederlande), Plass, J. (OÖ), Rahm, D. (Univ. Bern, Schweiz), Rosell, F. (Norwegen), Schwab, G. (Wildbiol. Gesellschaft München), Slotta-Bachmayr, L. (Salzburg), Valachovic, D. (Naturschutz Slowakei), Winter, C. (Bibermanagement Schweiz)

12.2 Indikatoren und Schwellenwerte

12.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässer	Stillgewässer oder langsam fließend, ganzjährige Wasserführung, Tiefe mindestens 50 cm oder aufstaubar	rasch fließend, nur in Teilbereichen ganzjährige Wasserführung	reißend, Gebirgsbach
Ufer (des ggstl. Gewässerabschnittes)	>50% des beurteilten Uferabschnittes Trapez- oder Steilufer aus grabbarem Material (zum Anlegen des Baues), oder flachere Ufer (Anlegen einer freistehenden Inselburg möglich)	50-75% Schotter und/oder grober Steinwurf	>75% Schotter und/oder grober Steinwurf und/oder abgedichteter Uferverbau
Vegetation (des ggstl. Uferabschnittes)	>50% Weichholzsaum (z. B. Pappeln, Weiden), geschlossen oder lückig, >10m breit und >50% Bedeckung mit krautiger Vegetation, eventuell Wasserpflanzen	25-50% Weichholzsaum, geschlossen oder lückig, <10m breit und 50-25% Bedeckung mit krautiger Vegetation, eventuell Wasserpflanzen	<25% Weichholz, kein Gehölzsaum erkennbar, nur vereinzelte Stämme, <25% krautige Vegetation, keine Wasserpflanzen
Dispersionsmöglichkeit	zusammenhängendes Wasserwegesystem zwischen der konkreten Fläche und der nächstliegenden Population	keine direkte Wasserwegverbindung zwischen der konkreten Fläche und den nächstliegenden Populationen, Distanz über Land < 2km	Überqueren von größeren Strecken über Land (> 2 km) und/oder Queren von Wasserscheiden zum Erreichen der nächstliegenden Population nötig
Populationsindikatoren ¹³	A	B	C
Ausbreitung/Revieranzahl	Population breitet sich pro Jahr um ca. 4 km aus oder Revieranzahl bleibt gleich (wenn keine weitere Dispersionsmöglichkeit vorhanden, d.h. alle verfügbaren möglichen Reviere besetzt sind)	Revieranzahl bleibt gleich, obwohl Dispersionsmöglichkeit und freie Reviere vorhanden	Revieranzahl verringert sich

Störungen: Da Biber nicht besonders störanfällig sind, kann mit diesem Kriterium kein guter Indikator formuliert werden.

¹³ Als „Population“ können die Individuen von Biberfamilienrevieren in einem zusammenhängenden Siedlungsgebiet bezeichnet werden.

12.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >50% der Habitate mit A bewertet

B: 25-50% der Habitate mit A bewertet

C: <25% der Habitate mit A bewertet

12.3 Bewertungsanleitung

12.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als zu bewertende Fläche ist jeweils ein Gewässersystem (Gesamtuferlänge >25 km) zu betrachten. Die Bewertung ist nur durch regelmäßige (3-5 Jahre Intervall) Begehung und Zählung der Reviere möglich.

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

Die Verknüpfung der Indikatoren erfolgt über eine gewichtete Summation.

Indikator	Gewichtungsfaktor
Gewässer	0,30
Vegetation	0,30
Ufer	0,125
Dispersionsmöglichkeit	0,125
Populationsindikator	0,15

A: >2 (optimal für Dauerbesiedlung geeignet,)

B: >1 =2 (mäßig gut, aber für kurzfristige bis mehrjährige Besiedlung geeignet)

C: 1 (nur als Wanderweg oder für kurzfristige Besiedlung geeignet)

12.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Das „Gebiet“ setzt sich aus einzelnen „Habitaten“ (Bewertungsanleitung siehe Habitatindikatoren) zusammen; daraus sind die prozentuellen Anteile der Erhaltungszustände zu errechnen.

RAUBTIERE

Bearbeiter: Dr. Georg Rauer (WWF Österreich), Mag. Michaela Bodner (Ramsar Stadtgemeinde Schrems OEG), Dipl. Ing. Thomas Huber & Mag. Jens Laass (Univ. f. Bodenkultur)

13 1354 URSUS ARCTOS (LINNAEUS, 1758)

13.1 Schutzobjektsteckbrief

13.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Braunbär

Synonyme: -

13.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Mammalia, Carnivora, Ursidae

Unterart: *Ursus arctos arctos* Linnaeus, 1758. Verbreitung: nördliche Paläarktis, Europa bis zum Stanovoj-Gebirge in Sibirien.

Merkmale: Massiger Körper, breiter Kopf, eng stehende, kleine Augen, lange Schnauze, sehr bewegliche Lippen, Nasenspiegel schwarz, Ohren rundlich, dicke Hals- und Nackenpartie, Sohlengänger, 5 Zehen an Vorder- und Hinterfüßen, kräftige Krallen, kurzer, nicht sichtbarer Schwanz.

Färbung variabel von dunkelbraun bis semmelblond, zuweilen grau oder fuchsrot, im allgemeinen gleichmäßig am ganzen Körper, bisweilen seidiger Glanz durch helle Haarspitzen, Jungtiere oft mit weißer Kragenzeichnung.

Kopf-Rumpf-Länge: 120-250 cm, Schulterhöhe: 70-120 cm, Gewicht: 80 bis über 300 kg; Männchen deutlich größer als Weibchen

13.1.3 Biologie

Nahrung: Bären sind Allesfresser und in ihrer Nahrungswahl sehr flexibel. Der Verdauungstrakt ist noch weitgehend der eines Fleischfressers, das Gebiss weist jedoch mit seinen rückgebildeten Reißzähnen und mahlenden Backenzähnen bereits deutliche Anpassungen an die Bearbeitung pflanzlicher Nahrung auf.

Die Intensität der Nahrungsaufnahme ist saisonal verschieden: nach der Winterruhe geringe Nahrungsaufnahme und weiterer Gewichtsverlust im Frühling, normale Nahrungsaufnahme im Sommer und Hyperphagie mit starker Gewichtszunahme (Anfressen des Winterspecks) im Herbst.

Grüne Pflanzenteile (Gräser, Kräuter und Laub) werden vorwiegend im jungen Zustand gefressen, wenn der Rohfaseranteil noch gering ist. Sobald die ersten Früchte reif sind, tritt diese Nahrungsquelle in den Vordergrund: Beeren (Heidelbeeren, Himbeeren), Obst (Äpfel, Birnen, Zwetschgen, Vogelbeeren) und Samen (Bucheckern, Haselnüsse, in tieferen Lagen auch Eicheln und Kastanien). Mit Kraftfutter und Äpfeln beschickte Rehfütterungen und Rotwildkürungen können von Bären intensiv genutzt werden.

Bären sind keine ausgesprochenen Jäger. Tierische Nahrung ist trotzdem eine wichtige Protein- und Energiequelle und besteht vor allem aus Kadavern (z.B. systematische Suche nach Schalenwild-Winteropfern im Frühjahr) und Insekten (Ameisen, Wespen, Bienen). In Skandinavien werden zur Setzzeit nicht selten Elchkälber von Bären erbeutet.

Winterruhe: Den Winter verbringen Bären in einem mehrmonatigen Ruhezustand; die Körpertemperatur wird wenig, Puls und Atemfrequenz stark abgesenkt, weder Wasser noch Nahrung wird aufgenommen, kein Harn und Kot abgegeben. Als Winterlager dienen Felshöhlen, selbst gegrabene Höhlen unter Wurzelstöcken oder Windwürfe. In warmen Wintern können (v.a. erwachsene männliche) Bären auch ganzjährig aktiv bleiben.

Tagesaktivität: Bären sind dämmerungs- und nachtaktiv, in von Menschen unbeeinflussten Gebieten auch tagaktiv.

Reproduktion: Bären werden mit 3-5 Jahren geschlechtsreif und erreichen ein Höchstalter von 25-30 Jahren; Weibchen haben alle 2(-3) Jahre Junge. Paarungszeit ist im Frühjahr, die Keimlingsentwicklung wird in einem frühen Stadium unterbrochen und die eigentliche Tragzeit beginnt im November. Geburtstermin ist Ende Jänner/Anfang Februar zur Zeit der Winterruhe, die Wurfgröße erreicht 1-4 Junge. Die Jungen werden 1 Jahr geführt (manchmal auch 2), gehen mit der Mutter ins Winterlager und verlassen sie im darauf folgenden Frühjahr vor der Paarungszeit.

13.1.4 Autökologie

Bären sind anpassungsfähig und haben keine engen Lebensraumansprüche. Ohne die Besiedlung und Nutzung der Landschaft durch den Menschen könnten sie die unterschiedlichsten Biotoptypen vom Tiefland bis in alpine Regionen nutzen.

Die wichtigsten Faktoren sind das Angebot an Nahrung, Deckung vor Feinden (vornehmlich dem Menschen) und Winterlagerstandorten. Das aktuelle Bärenvorkommen in Österreich konzentriert sich auf walddreiche Mittelgebirge mit geringer menschlicher Besiedelung. Vereinzelt können wandernde Individuen bis in Agrarlandschaften oder hochalpine Regionen vorstoßen.

13.1.5 Populationsökologie

Bären haben große, überlappende Streifgebiete. Die Größe der Streifgebiete liegt in Regionen mit günstigem Nahrungsangebot im Bereich von 100 km², in kargen Regionen kann sie 1000 km² und mehr erreichen. Männchen haben deutlich größere Streifgebiete als Weibchen. Die Dichte kann zwischen 0,05 und 20 Bären/100 km² liegen, im slowenischen Kerngebiet leben z.B. 6-8 Bären auf 100 km². Junge Weibchen siedeln sich meist in der Nähe des mütterlichen Streifgebiets an, junge Männchen wandern eher weiter ab. In wachsenden Populationen können auch junge Weibchen größere Strecken wandern.

In Europa hat der Bär nur einen natürlichen Feind, den Wolf. Der dominierende Feind und Konkurrent ist der Mensch: Jagd, Wilderei und Verkehrsunfälle sind in vielen Populationen die größten Mortalitätsfaktoren.

Unter günstigen Bedingungen können Bärenpopulationen einen jährlichen Zuwachs von > 10 % erreichen. Die Mindestanforderung für eine – rein vom demographischen Standpunkt aus betrachtet – lebensfähige Population ist mit 6-8 Weibchen älter als ein Jahr anzusetzen, sofern die Mortalitätsrate unter 5-10 % bleibt, wie es den Verhältnissen in Skandinavien entspricht.

13.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Der Braunbär ist in mehreren Unterarten über die gemäßigte Zone der Holarktis verbreitet. Die Verfolgung durch den Menschen hat sein Verbreitungsgebiet in vielen Regionen jedoch stark eingeschränkt.

Europa: In Europa ist nur eine Unterart vertreten, der europäische Braunbär *Ursus arctos arctos*, mit einem Bestand von ca. 50.000 Bären. Der Großteil lebt in den walddreichen Gebieten NO Europas (Russland, Estland, Finnland). Populationen mit mehr als 1000 Individuen finden sich noch in den Karpaten, den Dinariden und in Skandinavien, mehrere 100 Bären umfassende Populationen gibt es in den Rhodopen und dem Balkangebirge. Der SW Europas weist nur mehr kleine Reliktpopulationen auf: in den Abruzzen, den Pyrenäen, dem Kantabrischen Gebirge und im Trentino.

Summiert man die Bestandszahlen der einzelnen Länder, so leben auf dem Gebiet der EU 15 2050-2250 Bären, 85 % davon in Skandinavien und Finnland. Mit der Erweiterung der EU 2004 erhöht sich der Bestand auf knapp 4.000.

Der Braunbär kommt innerhalb der EU 15 in 5 biogeographischen Regionen (alpin, atlantisch, boreal, kontinental, mediterran) und 7 Mitgliedstaaten (AT, ES, FI, FR, GR, IT, SE) vor, ist aber in Finnland und Schweden von Anhang II der FFH-Richtlinie ausgenommen.

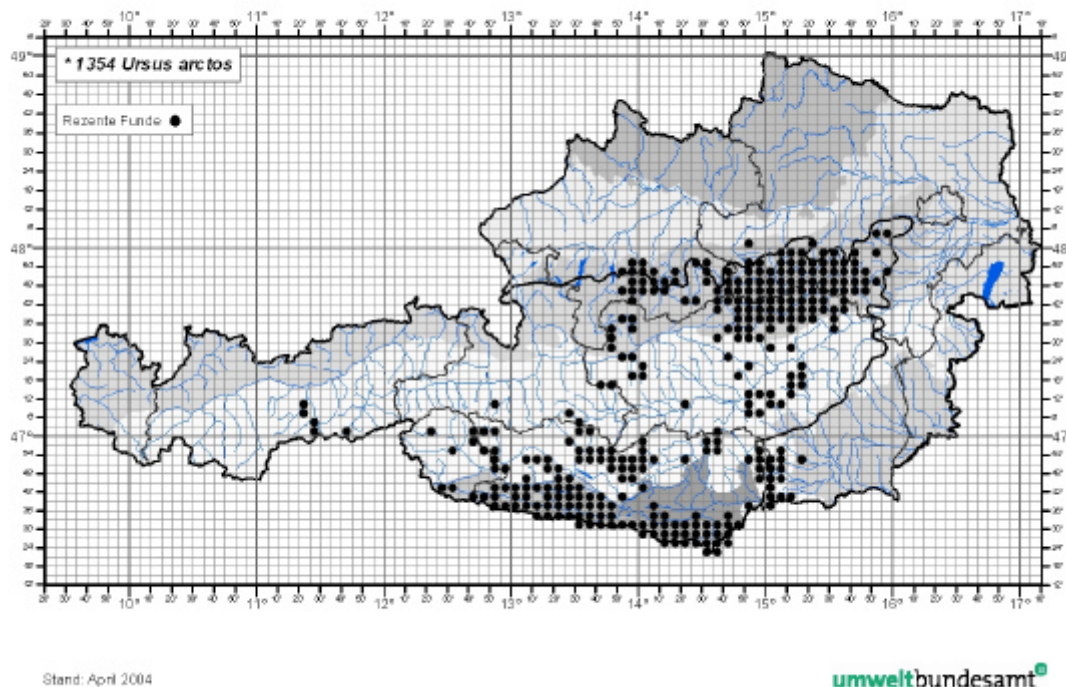
Österreich: In Österreich weist die Verbreitung des Bären 2 Schwerpunkte auf: die Karawanken, die Karnischen Alpen und die Gailtaler Alpen in Kärnten und Osttirol, und die Nördlichen Kalkalpen in der Steiermark, Niederösterreich und Oberösterreich. Die „südösterreichischen“ Bären sind durchwegs wandernde Individuen aus der expandierenden slowenischen Population, die „zentralösterreichischen“ vor allem Nachkommen der drei 1989-1993 im WWF Wiederansiedlungsprojekt ausgesetzten Exemplare und des 1972 selbständig zugewanderten „Ötscherbären“. Vereinzelt sind Bären in den letzten 10 Jahren auch in anderen Gebieten aufgetreten, z.B. den Niederen Tauern, der Koralm, der Gleinalm, dem Dachstein und dem Toten Gebirge. 1994 ist ein Bär bis zum Schöpfl (25 km von Wien) vorgedrungen, 2002 hat sich eine im Trentino (Italien) ausgesetzte Bärin einige Zeit im Wipptal (10 km südlich von Innsbruck) aufgehalten und ist dann nach Osttirol weitergewandert.

Der Bestand wird für Kärnten auf 5-8 Bären und für das steirisch-niederösterreichische Grenzgebiet auf 15-20 Bären geschätzt. Die Bestandsschätzungen basieren auf dem Monitoring von Sichtbeobachtungen, Fährten, Losungen, etc. und weisen naturgemäß große Unsicherheiten auf, da die erhobenen Daten nur selten Bären individuell zugeordnet werden können. Bei genetischen Untersuchungen von Haar- und Losungsproben konnten im steirisch-niederösterreichischen Grenzgebiet in den Jahren 2000 – 2002 insgesamt 12, jährlich jedoch nur 7-8 Individuen festgestellt werden. Fest steht, dass im steirisch-niederösterreichischen Grenzgebiet von 1991 bis 2002 mindestens 26 Bären geboren worden sind, wie viele davon noch leben, ist jedoch nicht bekannt. Von der Gründergeneration (Ötscherbär + ausgesetzte Bären) ist nur noch das freigelassene Männchen übrig.

In den letzten 5-6 Jahren hat sich das Verbreitungsgebiet der Bären nicht wesentlich vergrößert sondern das Bärenvorkommen auf die Verbreitungsschwerpunkte konzentriert. Klare Hinweise auf eine Expansion der gut reproduzierenden Population in den Nördlichen Kalkalpen fehlen und es ist eine offene Frage, was mit den jungen Bären passiert, nachdem sie sich von der Mutter getrennt haben. Bleiben alle im Gebiet ihrer Kindheit und sind nur schwer nachweisbar, oder ist ihre Mortalität erhöht entweder durch noch ungeklärte natürliche Ursachen oder durch unbemerkte illegale Abschüsse. In Kärnten ist die nach der Vollschonung des Bären in Nordslowenien 1991 erwartete Steigerung der Zuwanderung weitgehend ausgeblieben. Als Folge der großzügigen Erteilung von Ausnahmegenehmigungen wurden in den letzten Jahren etliche Bären in Grenznähe zu Kärnten erlegt.

In historischer Zeit war der Bär in ganz Österreich verbreitet. Heute bieten nur mehr die Alpen potenziellen Bärenlebensraum. Die walddreichen randalpinen Gebiete sind, sofern die Besiedelung nicht zu dicht ist, durchwegs besser geeignet als die waldärmeren Zentralalpen mit ihrem hohen Anteil an der alpinen und nivalen Vegetationsstufe.

Eine klare Abgrenzung von Bärenhabitaten ist nicht möglich. Die vorliegenden Habitatbewertungen stimmen darin überein, dass es in den Alpen genug Lebensraum für Bären gibt, differieren aber im Detail je nach Auswahl und Gewichtung der Parameter. Der entscheidende Faktor ist der Mensch. Bären können in Österreich nur leben, wenn die Menschen das zulassen und bereit sind, sich darauf einzustellen und ein gewisses Schadensausmaß und Gefahrenpotenzial zu akzeptieren.



13.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung:

IUCN Red List of Threatened Animals: LR(lc) – Lower Risk (Least Concern)

Rote Liste der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Bauer & Spitzenberger 1994): Gefährdungskategorie 0 (ausgestorben, ausgerottet oder verschollen)

Rote Liste der gefährdeten Tiere des Burgenlandes (Szucsich 1997): Gefährdungskategorie 0 (ausgestorben, ausgerottet oder verschollen)

Rote Liste der Säugetiere Kärntens (Gutleb et al. 1999): Gefährdungskategorie 2 (stark gefährdet)

Schutzstatus

Europa: FFH-Richtlinie: Anhang II – prioritäre Art (ausgenommen Schweden und Finnland), Anhang IV

Österreich: in allen Bundesländern (ausgenommen Wien) im Jagdgesetz angeführt, ganzjährig geschont

Entwicklungstendenzen: Die Braunbärbestände Österreichs sind im Laufe des 19. Jahrhunderts ausgerottet worden. Danach sind Bären nur mehr als seltenes Wechselwild aufgetreten, vor allem in Kärnten und Osttirol, vereinzelt auch in Nordtirol, Steiermark und Niederösterreich. Quelle dieser Wanderbären war vor allem die Population in Slowenien, für die Bären in Tirol Anfang des 20. Jahrhunderts auch die Population im Trentino. Auch diese Quellpopulationen haben lange Zeit eine rückläufige Tendenz aufgewiesen. In Slowenien haben sich die Bären seit 1950 wieder beständig vermehrt, was auch zu einer spürbaren Zunahme von Bärenbesuchen in Kärnten geführt hat. Trotzdem hat sich in Kärnten noch keine Population entwickelt, es

gab bisher nur vereinzelt Hinweise auf Reproduktion und nur einen konkreten Nachweis. Es ist auch völlig offen, ob die Population im Trentino sich nach der Bestandsaufstockung mit 10 slowenischen Exemplaren in naher Zukunft so weit erholen kann, dass eine Wiederbesiedelung Tirols aus dieser Richtung möglich wird.

Die zentralösterreichische Population ist noch bei weitem zu klein, um als gesichert gelten zu können. Zufällige demographische Schwankungen könnten zu ihrem Verlöschen führen. Das bedeutet, dass das Bärenvorkommen in Österreich weiterhin von der Zuwanderung aus Slowenien abhängig ist. Die Bärenpopulation Sloweniens ist auf den Süden des Landes konzentriert und streicht in zwei Migrationskorridoren nach Norden aus. Die Wiederbesiedelung der Alpen durch den Überschuss der slowenischen Population hängt maßgeblich davon ab, ob Slowenien die Migrationskorridore im Management weiterhin berücksichtigt und offen hält oder aufgrund der angespannten Schadenssituation wieder zur alten Regelung zurückkehrt, den Norden des Landes möglichst bärenfrei zu halten.

Eine theoretische Möglichkeit der Bestandsstützung in Österreich wären weitere Aussetzungen. Vor allem Weibchen wären zielführend, da junge Männchen eher von selbst aus der slowenischen Population bis nach Österreich wandern. Im Wiederansiedlungsprojekt des WWF wurde jedoch die Erfahrung gemacht, dass die Akzeptanz der Bevölkerung gegenüber ausgesetzten Bären wesentlich geringer ist als gegenüber selbständig eingewanderten. Eine langsame natürliche Wiederbesiedelung ist also vorzuziehen.

Gefährdungsursachen: Die Bären sind in Österreich durch direkte menschliche Verfolgung ausgerottet worden. Heute ist der Bär ganzjährig geschont, die Möglichkeit illegaler Abschüsse kann jedoch nicht ausgeschlossen werden. Das Ausmaß dieses Gefährdungspotenzials ist schwer einzuschätzen; in den letzten 10 Jahren gab es bei 3 verschwundenen Bären dahingehend Gerüchte oder Verdachtsmomente.

Der Bärenlebensraum in Österreich ist keine einheitliche Fläche sondern fragmentiert durch Siedlungsgebiete und Verkehrswege. Die Durchlässigkeit dieser Barrieren ist ganz entscheidend für den Fortbestand einer österreichischen Bärenpopulation. Schrankenlose Regionalentwicklung und Ausbau des hochrangigen Straßen- und Schienennetzes gepaart mit gesteigertem Verkehrsaufkommen können die Wandermöglichkeiten für Bären nachhaltig gefährden. Ebenso kann sich eine Intensivierung der Landnutzung innerhalb von Bärengebieten (z.B. Steigerung des Tourismus, Ausbau des Forststraßennetzes) negativ auf die Bärenpopulation auswirken (häufigere Bär-Mensch Kontakte, größere Gefahr der Habituation und Futterkonditionierung).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Das Zusammenleben von Bär und Mensch in der Kulturlandschaft (Österreich hat keine Wildnisgebiete, die für Bären groß genug sind) kann nur gelingen, wenn es von einem umfassenden Management begleitet wird. Wesentliche Aufgaben des Managements sind Monitoring (von Populationsentwicklung, Verbreitung, Schäden, problematischem Verhalten), Schadensprävention, Schadensabgeltung, Information der Bevölkerung, die Erhaltung der „natürlichen“ Scheu der Bären und die rasche Reaktion auf Problembären. 1995-1997 wurde im Rahmen eines LIFE Projektes für die Bundesländer Kärnten, Steiermark, Nieder- und Oberösterreich ein Managementplan erarbeitet. Dieser Plan dient heute als Richtschnur des Bären-Managements in Österreich, seine Vorgaben haben jedoch keinen bindenden Charakter. Für die Zukunft wichtig wäre die institutionelle Verankerung des Bärenmanagements bei den verantwortlichen Behörden, die langfristig verbindliche Absicherungen der notwendigen Leistungen sowie die Harmonisierung und Vereinfachung der rechtlich und finanziell aufgesplitterten Zuständigkeitsbereiche.

13.1.8 Verantwortung

Auf Österreich entfällt derzeit ca. 1 % des Bärenbestandes innerhalb der Europäischen Union und auch bei positiver Entwicklung werden es nicht mehr als 5 % werden (in der erweiterten

EU). Daraus kann aber nicht abgeleitet werden, Österreich wäre aus seiner Verantwortung für den Erhalt der Art entlassen, denn

- Bärenlebensraum ist in Österreich vorhanden und auch wenige Prozent, die zur Streuung der Verbreitung beitragen, können in weiterer Zukunft für den Fortbestand der Art von Bedeutung sein;
- Österreich (Kärnten) und Italien (Friaul) stellen das Tor zur Wiederbesiedelung der Alpen von Slowenien aus dar;
- ein breites Spektrum von Bären besiedelter Lebensräume ist der Bewahrung der genetischen Variabilität förderlich.

Die Fläche der Natura 2000 Gebiete, in denen der Bär genannt wird, umfasst ca. 4.000 km², das sind vermutlich weniger als 15 % des potenziellen Bärenlebensraumes in Österreich. Das bedeutet, dass Schutzbemühungen und Management noch mehr als bei lokal begrenzt vorkommenden Arten nicht auf das Natura 2000 Netz beschränkt bleiben dürfen, sondern das ganze Bärenverbreitungsgebiet einschließen müssen.

13.1.9 Kartierung

Bestandserhebung: Die Sammlung von Bärenhinweisen (Sichtungen, Schäden, Fährten, Losungen, etc.) bietet keine zuverlässige Grundlage für ein Bestandsmonitoring. Die Menge von Bärenhinweisen in einem Gebiet wird neben der Anzahl der dort lebenden Bären von vielen Faktoren beeinflusst wie z.B. Dauer des Bärenvorkommens, Stimmung in der Bevölkerung, Grundbesitzverhältnisse oder auffälliges Verhalten einzelner Bären und sagt nur wenig über die Größe des Bärenbestands im Gebiet aus. Genetische Analysen von systematisch gesammelten Haar- und Losungsproben ermöglichen weitaus genauere Bestandsschätzungen, sind aber mit großem Arbeitsaufwand und Kosten verbunden (MOWAT & STROBECK 2000). Eine relativ einfache und effektive Methode ist die Erfassung von Reproduktionseinheiten, d.h. von sicher unterschiedenen Weibchen mit Jungen. Voraussetzung ist ein hoher Standard bei der Bewertung der Meldungen führender Weibchen hinsichtlich der Glaubwürdigkeit der Beobachtung und der Vermeidung von Doppelzählungen (LINNELL et al. 1998, INTERAGENCY CONSERVATION STRATEGY TEAM 2003).

Unter der Annahme, dass ca. 40% der Population Jungtiere ausmachen, die restlichen Bären zur Hälfte Weibchen sind, diese alle 2(-3) Jahre Junge führen und zu einem geringen Teil bereits im ersten Jahr den Wurf verlieren, kann man für eine bestimmte Populationsgröße die im Durchschnitt zu erwartende Anzahl führender Weibchen pro Jahr abschätzen. Sich daran orientierend kann man für eine Population im günstigen Erhaltungszustand eine Mindestanzahl führender (nicht doppelt gezählter) Weibchen pro Jahr (Durchschnittswert über 6 Jahre) festlegen.

Die Basis-Methode der Bestandserhebung ist das Monitoring (derzeit durchgeführt von den Bärenanwälten des WWF Österreich und der Kärntner Landesregierung): Sammlung und Bewertung von Hinweisen (Sichtbeobachtungen, Fährten, Losungen, Haare, Schäden).

- Vorteil: einfach, guter Überblick über Verbreitung.
- Nachteil: Bestandsschätzung sehr ungenau, hoher Betreuungsaufwand der Informanten

Eine weiterführende Methode ist das genetische Monitoring (Einsatz von Haarfallen, DNA Analysen von Haar- und Losungsproben; ermöglicht bei großen Populationen mit Hilfe des Fang-Wiederfang-Ansatzes eine relativ genaue Abschätzung der Populationsgröße, bei kleinen Populationen kann man versuchen, alle Bären zu erfassen);

- Vorteil: individuelle Unterscheidung von Bären; zusätzliche Informationen über Geschlechterverhältnis, genetische Variabilität;
- Nachteil: hoher Sammelaufwand, hohe Kosten der DNA-Analyse.

Eine spezielle Form des Bestandsmonitorings ist die Erfassung der Anzahl Junge führender Weibchen pro Jahr;

- Vorteil: gute Abschätzung der Populationsentwicklung über einen größeren Zeitraum;
- Nachteil: Schwierigkeiten bei der Zuordnung von Beobachtungen (führende Weibchen mit stark überlappendem Streifgebiet können schwer auseinander gehalten werden, ein mobiles Weibchen mit großem Streifgebiet kann mehrere Weibchen „vortäuschen“).

Verbreitung im potenziellen Lebensraum: Ein einfaches Maß für die Abdeckung des potenziellen Lebensraums durch die Bärenpopulation kann gebildet werden, indem der österreichische Bärenlebensraum in 5 Teilgebiete gegliedert und die Verteilung der Monitoringergebnisse auf die Teilgebiete überprüft wird. Die Teilgebiete sind eine Hilfskonstruktion für die Beurteilung der Verteilung und werden durch Zusammenlegen von Kompartimenten gebildet (vgl. Abb.). Es muss betont werden, dass die Abgrenzung des Bärenlebensraums für diesen Parameter nicht den Eindruck erwecken soll, dass Bären außerhalb der Grenzen des Gebiets nicht auftreten dürften, es ist nur aus heutiger Sicht weniger wahrscheinlich, dass sich die produktive Bärenpopulation dort etablieren wird.

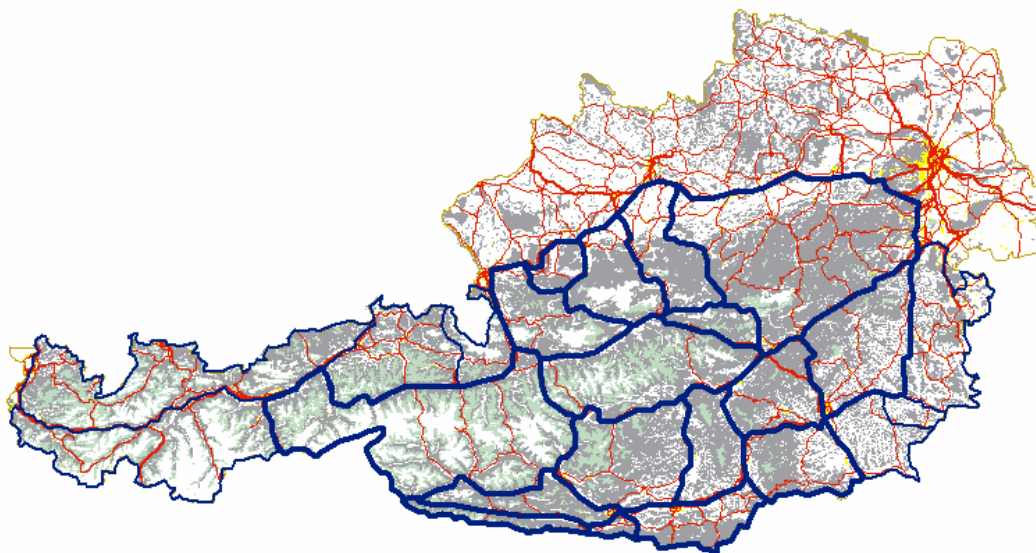


Abb.: Habitatkompartimente für Braunbären im österreichischen Alpenraum (blaue Linien; die für den Indikator 3 relevanten Kompartimente sind fett hervorgehoben; nach LAASS et al. 2003, verändert); rote Linien: höherrangiges Straßennetz, graue Flächen: Wald nach CORINE Landcover.

Durchlässigkeit von Barrieren: Für diesen Indikator fehlen augenblicklich noch klare Kriterien zur Ausweisung von Durchlässen. VÖLK et al. (2001) waren die ersten, die anhand von Autobahnen und Schnellstraßen Lebensraum-Kompartimente für Wildtiere (in erster Linie Schalenwild) ausgewiesen und Empfehlungen zur Mindestdurchlässigkeit des Straßennetzes für Wildwechsel ausgearbeitet haben. Dieser Ansatz wird derzeit am Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, im Rahmen von Diplomarbeiten spezifisch für den Bären weiterverfolgt, wobei auch Bundesstraßen berücksichtigt werden und landschaftsstrukturelle und raumplanerische Aspekte stärker im Vordergrund stehen (LAASS et al. 2003, SCHWARZ et al. 2003). Die Grenzen der in der Arbeitskarte (vgl. Abb.) ausgewiesenen Kompartimente verlaufen aus Gründen der Einfachheit und klaren Linienführung ausschließlich entlang von höherrangigen Straßen, wodurch auch große Bereiche ohne Bärenhabitat in ein Kompartiment eingeschlossen werden können, die Suche nach Verbindungen zwischen Kompartimenten beginnt jedoch mit der Analyse der Landschaftsstruktur im weiteren Umfeld der Straße und bewertet erst in einem zweiten Schritt die Querungsmöglichkeit der Straße selbst. Diese Studie wird ist noch in Bearbeitung, sie kann als Grundlage für die Erfassung der Durchlässigkeit von Habitatbarrieren für Bären dienen. Gesicherte Angaben darüber, in welcher Dichte Durchlässe notwendig sein werden, liegen jedoch nicht vor.

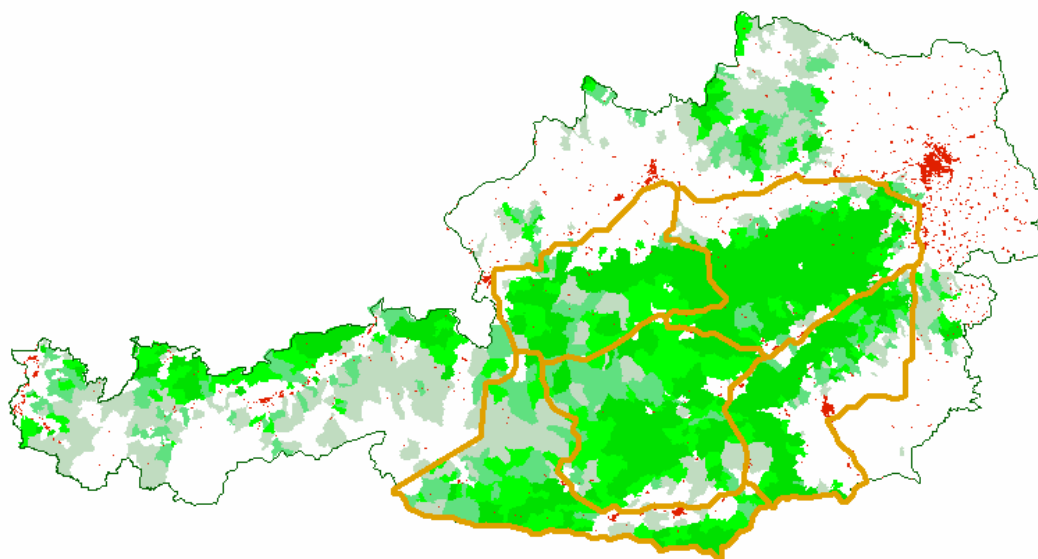


Abb.: Teilgebiete für die Beurteilung der Besiedelung des potentiellen Bärenlebensraums in Österreich; in abgestuftem Grün die Ergebnisse der Habitatbewertung/Modell 2 aus RAUER et al. (2001), rot: Siedlungen nach CORINE Landcover

13.1.10 Wissenslücken

Hinsichtlich der Biologie und Ökologie der Art gibt es Defizite in der Kenntnis über grundlegende Populationsparameter (Überlebensrate, Geburtenrate, Mortalität) der Bären in Österreich, die für die Bestimmung der MVP (minimal viable population) für Österreich notwendig sind. Un-

klarheiten gibt es noch bei der Abgrenzung des österreichischen Bärenhabitats. Die vorhandenen Habitatbewertungen beruhen auf Extrapolationen aus dem aktuell besiedelten Teilgebieten in Österreich bzw. aus anderen Regionen (Slowenien, Abruzzen, Trentino), lokal bestimmende Faktoren können dadurch im Vergleich zum gesamten potentiellen Bärenhabitat in Österreich überbewertet und andere wiederum unterbewertet worden sein (z.B. Waldanteil, Konfliktpotential der Weidewirtschaft).

Im Bereich der Verbreitungs- und Bestandesdokumentation ist das Schicksal der Jungbären in der „zentralösterreichischen“ Population ungeklärt ebenso wie die Frage, ob es Weibchenanteil bei den Bären in Kärnten bekannt.

Im Bereich des angewandten Artenschutzes (Erhaltungs- bzw. Artenschutzmaßnahmen etc.) ist eine Weiterentwicklung und laufende Anpassung des Managements an die Entwicklung des Bärenbestands notwendig (z.B. Verbesserung von Schadenspräventionsmaßnahmen, Umgang mit Problembären).

13.1.11 Literatur und Quellen

Allgemeine Literatur:

- BAILLIE, J. AND GROOMBRIDGE, B. (compilers and editors) (1996): 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- BUNNELL, F.L. & MCCANN, R.K. (1993): The brown or grizzly bear. Seite 88-97 in Stirling, I (Hrsg.): Bears. Majestic creatures of the wild. Rodale Press, Emmaus, Pennsylvania.
- EWER, R.F. (1973): The carnivores. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- JAKUBIEC, Z. (1993): Ursus arctos Linnaeus, 1758 - Braunbär. Seite 254-300 in STUBBE, M. & KNAPP, F. (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas, Bd.5, Teil 1. AULA Verlag, Wiesbaden.
- INTERAGENCY CONSERVATION STRATEGY TEAM (2003): Final conservation strategy for the grizzly bear in the Yellowstone ecosystem. Missoula, Montana. 86 Seiten.
- KNAUER, F. (1993): Braunbären im Trentino – Simulation der MVP und Vorschläge zum Schutz. Diplomarbeit, Universität München.
- LEFRANC, M.N.JR.; MOSS, MB.; PATNODE, K.A. & SUGG III., W.C. (Hrsg.) (1987): Grizzly Bear Compendium. National Wildlife Federation, Washington, D.C. 508 Seiten.
- LINNELL, J.D.C.; SWENSON, J.E.; LANDA, A. & KVAM, T. (1998): Methods for monitoring European large carnivores – A worldwide review of relevant experience. NINA Oppdragsmelding 549: 1-38.
- MOWAT, G. & STROBECK, C. (2000): Estimating population size of grizzly bears using hair capture, DNA profiling, and mark-recapture analysis. Journal of Wildlife Management, 64: 183-193.
- SAETHER, B.-E.; ENGEN, S.; SWENSON, J.E.; BAKKE, Ø. & SANDEGREN, F. (1998): Assessing the viability of Scandinavian brown bear, Ursus arctos, population: the effects of uncertain parameter estimates. Oikos 83:403-416.
- SHAFFER, M. (1987): Minimum viable populations: coping with uncertainty. Seite 69-86 in SOULÉ, M.S. (ed.): Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- SWENSON, J.E.; GERSTL, N.; DAHLE, B. & ZEDROSSER, A. (2000): Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (Ursus arctos). Council of Europe, Nature and environment, No. 114, Straßbourg, Frankreich

Literatur mit speziellem Österreich-Bezug:

- ADAMIC, M. (1995): Expanding brown bear population of Slovenija. Chance for bear recovery in south-eastern Alps. Int. Conf. Bear Res. and Manage. 9(2): 489-496
- ARBEITSGEMEINSCHAFT BRAUNBÄR LIFE (1997): Managementplan für Braunbären in Österreich. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (Wien), Wildbiologische Gesellschaft München (Ettal) und WWF Österreich (Wien). Im Auftrag der Bundesländer Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich und Steiermark sowie dem Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.

- ASTE, C. (1993): Habitatqualität für Braunbären in Österreich. Diplomarbeit der Studienrichtung Forst- und Hblzwirtschaft verfaßt am Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien, 96 Seiten.
- BAUER, K., SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 2, Styria, Graz.: 35-39.
- CORSI, F.; SINIBALDI, I. & BOITANI, L. (1998): Large carnivores conservation areas in Europe: a summary of the Final Report. Bericht des Instituto Ecologia Applicata, Rom im Auftrag der Large Carnivore Initiative for Europe, 28 Seiten.
- GUTLEB, B. (1993a): Geschichte und gegenwärtige Situation des Braunbären (*Ursus arctos*) in Kärnten. Carinthia II, 183/103: 199-208.
- GUTLEB, B. (1994b): Der Bär (*Ursus arctos*) in neuen Teilen Kärntens. Carinthia II, 184/104: 203-207.
- GUTLEB, B. (1994d): Verbreitung, Situation und Schadensproblematik beim Braunbären sowie der aktuelle Stand des Bärenprojektes Kärnten. In: Tagungsberichte "Braunbär in den Ländern Alpen Adria" 29./30.6.1992. Min.d.kmet.i.gozd., Parmova 33, SLO-61000 Ljubljana: 123-130
- GUTLEB, B. (1996c): Bär (*Ursus arctos*), Waschbär (*Procyon lotor*), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) und Marderartige (*Mustelidae*). In Spitzenberger, F., Gutleb, B., Zedrosser, A. 1996: Die Säugetiere Kärntens Teil II. Carinthia II 186/106: 197-304.
- GUTLEB, B. (1997 i.p.): The brown bear in Carinthia (Southern Austria): History and present status. 10th Int. Conf. Bear Res. and Manage. Mora/Sweden.
- GUTLEB, B., KOMPOSCH, B., SPITZENBERGER, F. (1999): Rote Liste der Säugetiere Kärntens (Vertebrata, Mammalia). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 20 Landesplanung, Klagenfurt: 99-104.
- HAGER, E. (1985): Bärwild: ja oder nein. Österreichs Weidwerk 6/85: 4-6.
- HARING, E.; KRUCKENHAUSER, L. & B. DÄUBL (2003): Genetisches Monitoring der Bärenpopulation der niederösterreichisch-steirischen Kalkalpen anhand von Haar- und Faecesproben. Unpubl. Abschlussbericht Projektjahr 2002/2003.
- KNAUER, F. (2000): Ausbreitungsmuster von Braunbären in die Ostalpen. Dissertation am Fachgebiet für Wildbiologie und Wildtiermanagement, Department für Ökosystem- und Landschaftsmanagement der Technischen Universität München, 91pp.
- KNAUER, F.; KACZENSKY, P. & RAUER, G. (1997): Habitat modelling for brown bears in Austria. 11th International Conference of Bear Research and Management, Book of Abstracts.
- KNAUS, W. (1972): Der Kärntner Bär. Der Anblick 27: 237-239 und 283-285.
- KRAUS, E. (1989): Der Braunbär. In: SPITZENBERGER, F. (Hrsg.): Artenschutz in Österreich. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien: 165-167.
- LAASS, J.; RAUER, G.; WÖSS, M.; SCHWARZ, N. & OFNER, M. (2003): Habitatvernetzung für Braunbären in Österreich. Unpubl. Poster auf der Tagung „Lebensraumvernetzung für Wildtiere“, Salzburg, 27.11.2003, organisiert von Österreichische Bundesforste AG, Umweltbundesamt, ASFINAG, Zentralstelle der Landesjagdverbände und WWF Österreich.
- RAUER, G. (1997): First experiences with the release of 2 female brown bears in the Alps of eastern Austria. International Conference on Bear Research and Management 9(2):91-95.
- RAUER, G. (1999): Bear-human encounters in Austria. *Ursus* 11: 201-208.
- RAUER, G. (1999): Brown bear conservation action plan for Europe (*Ursus arctos*) – Austria. In: Servheen, C.; Herrero, S. & Peyton, B.: Bears. Status survey and conservation action plan. IUCN /SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups. IUCN, Gland, Schweiz und Cambridge, UK: 56-58

- RAUER, G.; AUBRECHT, P.; GUTLEB, B.; KACZENSKY, P.; KNAUER, F.; PLUTZAR, C.; SLOTTA-BACHMAYR, L.; WALZER, C. & ZEDROSSER, A. (2001): Der Braunbär in Österreich II. Umweltbundesamt, Monographie Bd. 110. 102 Seiten.
- RAUER, G. & GUTLEB, B. (1997): Der Braunbär in Österreich. Umweltbundesamt, Monographie Bd. 88. 64 Seiten.
- RAUER, G.; KACZENSKY, P. & KNAUER, F. (2003): Experiences with aversive conditioning of habituated brown bears in Austria and other European countries. Ursus 14:215-224.
- SCHWARZ, N; OFNER, M; WÖSS, M. & LAASS J. (2003): Möglichkeiten zur Sicherung der Habitatvernetzung für Braunbären in Österreich. Unpubl. Poster auf der Tagung „Lebensraumvernetzung für Wildtiere“, Salzburg, 27.11.2003, organisiert von Österreichische Bundesforste AG, Umweltbundesamt, ASFINAG, Zentralstelle der Landesjagdverbände und WWF Österreich.
- SPITZENBERGER, F. (2001): Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Bd. 13.
- SZUCSICH, N. U. (1997): Rote Liste der gefährdeten Tiere des Burgenlandes. In: HERZIG, A. (Hrsg.): Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87, 15-33.
- THURN-VALSASSINA, G. (1965): Der Kärntner Karawankenbär. Die Furche 31/1965: 9.
- TRATZ, E. P. (1964): Bär, Wolf, Luchs und Wildkatze in Österreich. In: Jagd in Österreich. Herausgeber und Verleger Herbert St. Furlinger, Wien-München-Zürich: 243-246.
- VÖLK, F.; GLITZNER, I. & WÖSS, M. (2001): Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz. Kriterien – Indikatoren – Mindeststandarts. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Straßenforschung Heft 513.
- ZEDROSSER, A.; GERSTL, N. & RAUER, G. (1999): Brown bears in Austria. Umweltbundesamt, Monographie Bd. 117. 42 Seiten.

Wichtige österreichische Datenquellen:

WWF Österreich
 Amt der Kärntner Landesregierung
 Kärntner Jägerschaft
 Steirische Landesjägerschaft
 Naturhistorisches Museum Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Länderübergreifende Koordinierungsstelle für Bärenfragen: Dr. Enrica Seltenhammer (BMLFUW), Mag. Konrad Brandstetter (Kärntner Ldsrg., Abt. 10 – Agrarrecht), Mag. Bernhard Gutleb (Bärenanwalt Kärntner Ldsrg., Abt. 20 – Naturschutz), Dr. Susanne Gyenge (NÖ Ldsrg., LF 1 – Agrarrecht), Mag. Claus Stundner (NÖ Ldsrg., RU 5 – Naturschutz), Dr. Erwin Neumeister (NÖ Ldsrg., RU 5 – Naturschutz), Mag. Gabriela Sagris (Stmk Ldsrg, FA10A Agrarrecht), DI Gottfried Stadlmann (Stmk Ldsrg., FA 10C Forstwesen), Dr. Reinhold Turk (Stmk Ldsrg., FA 13C Naturschutz), Dr. Bernhard Schön (Nationalpark Kalkalpen), Mag. Dr. Johann Schlager (SzbG Ldsrg., Abt. 4 Land- und Forstwirtschaft), Norbert Gerstl (WWF Österreich), Dr. Georg Rauer (Bärenanwalt WWF Österreich), Walter Wagner (Bärenanwalt WWF Österreich und Österreichische Bundesforste)

Experten: Univ. Prof. Dr. Hartmut Gossow (Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur, Wien), Dr. Petra Kaczensky (Zoo Salzburg), Dr. Felix Knauer (Alterra Green World Research, Wageningen, Niederlande), Dr. Erhard Kraus (Amt der Niederösterreichischen Landesregierung), Mag. Andreas Zedrosser (Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur, Wien), Prof. Dr. Miha Adamic (Department of Forestry, University of Ljubljana, Slowenien), Prof. Dr. Đuro Huber (Veterinary Faculty, Univer-

sity of Zagreb, Kroatien), Marko Jonozovic, B.Sc. (Slovenian Forest Service), Dr. Andrea Mustoni (Parco Naturale Adamello Brenta, Italien), Prof. Dr. Jon E. Swenson (Department of Ecology and Natural Resource Management, Agricultural University of Norway, ?s, Norwegen)

Landesjagdverbände: Dr. Peter Lebersorger (Niederösterreichischer Landesjagdverband), Mag. Karl Sirowatka (Steirische Landesjägerschaft), Dr. Andreas Kranz (Steirische Landesjägerschaft), DI Horst Leitner (Kärntner Jägerschaft), Mag. Christopher Böck (Oberösterreichischer Landesjagdverband), DI Josef Erber (Salzburger Jägerschaft)

13.2 Indikatoren und Schwellenwerte

13.2.1 Indikatoren für die Population / Österreich

In Österreich kann nur von einer Bärenpopulation gesprochen werden. Zurzeit gibt es zwar kaum eine Verbindung zwischen den Kärntner Bären und den Bären in den Nördlichen Kalkalpen, das hat seine Ursache aber vor allem darin, dass die Wiederaufstockungsmaßnahmen außerhalb des von slowenischen Wanderbären regelmäßig erreichten Gebiets erfolgt sind. Bei Weiterentwicklung der südösterreichischen und zentralösterreichischen Teilpopulationen in Richtung günstigen Erhaltungszustand wird der Austausch intensiver werden und eine Unterscheidung in getrennte Populationen nicht möglich sein. Das führt auch dazu, dass Indikatoren für die Population und Indikatoren für Österreich nicht getrennt werden können. Die Abgrenzung einer österreichischen Population folgt pragmatischen verwaltungstechnischen Vorgaben und ist nicht biologisch begründet. Auf europäischer Ebene betrachtet ist der österreichische Bärenbestand Teil der dinarischen Population, die sich von den slowenischen Alpen bis zum Pindosgebirge in Griechenland erstreckt (SWENSON et al. 2000).

Das Grundgerüst der Indikatoren für die Bewertung des Erhaltungszustands der österreichischen Bärenpopulation in Hinblick auf Populationsdynamik, Verbreitung und Habitatqualität kann folgendermaßen umrissen werden: eine Bärenpopulation im günstigen Erhaltungszustand sollte (1) eine für den sicheren Fortbestand ausreichende Größe und Zusammensetzung aufweisen, (2) einen Großteil des potenziellen Verbreitungsgebiets besiedeln und (3) ausreichend Möglichkeiten zur Überwindung der Barrieren im fragmentierten Lebensraum vorfinden. Die weitere Ausformung dieser Leitlinien stößt jedoch insofern auf Schwierigkeiten, als die Entwicklungschancen und Lebensbedingungen für Bären in Österreich zum derzeitigen Zeitpunkt nicht endgültig geklärt werden können. Die geforderten Werte können nur vorläufig festgelegt werden und müssen im Zuge der weiteren Entwicklung und des Wissensgewinns neu geprüft werden.

1. Indikator: Lebensfähigkeit der Population

Der entscheidende Indikator für den günstigen Erhaltungszustand des österreichischen Bärenbestands ist die Lebensfähigkeit der Population. Lebensfähigkeit kann in Hinblick auf Unwägbarkeiten der demografischen, der Umweltfaktoren betreffenden oder der genetischen Entwicklung definiert werden (SHAFFER 1987). Für Österreichs Bären allein müssen wir uns auf die demographische Lebensfähigkeit beschränken, da der Lebensraum zu klein ist für Populationsgrößen, die für die Erhaltung der genetischen Variabilität und Entwicklungsfähigkeit oder das Überstehen von Naturkatastrophen notwendig sind. Diese Aspekte müssen durch die Aufrechterhaltung der Verbindung zur dinarischen Population abgedeckt werden.

Das im Artenschutz gebräuchliche Konzept der „minimum viable population“ (MVP) kann als Richtschnur für Festlegung des günstigen Erhaltungszustands dienen. Eine MVP weist eine Populationsgröße auf, die gewährleistet, dass die Population die nächsten 100 Jahre mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % überleben wird (SHAFFER 1987). Für Bären in Österreich liegt keine MVP-Berechnung vor, es fehlen dazu auch die notwendigen Daten zur Fortpflanzungs- und Mortalitätsrate. KNAUER (1993) hat für das nahe gelegene Trentino eine MVP-Berechnung durchgeführt, wobei auch er keine gebietsspezifische Daten zu Mortalität und

Vermehrungsrate zur Verfügung hatte, sondern auf Daten aus der gut untersuchten Grizzly-Population des Yellowstone Ecosystem zurückgreifen musste. Seine errechnete Mindestgröße einer lebensfähigen Population liegt bei 40-60 Bären. SÆTHER et al. (1998) haben die Überlebensfähigkeit der skandinavischen Bären untersucht und kommen, einem etwas anderen Ansatz folgend, auf eine Mindestgröße von 7-9 Weibchen. Diese deutlich kleinere MVP wird mit der höheren Vermehrungskapazität europäischer Bären im Vergleich zu nordamerikanischen und der geringen Mortalität der Bären in Schweden erklärt. SÆTHER et al. (1998) betonen jedoch, dass bereits eine geringe Erhöhung der Mortalität die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population deutlich herabsetzen und somit eine deutlich größere MVP ergeben würde.

Eine lebensfähige Population im günstigen Erhaltungszustand muss zweifellos größer als die „minimum viable population“ sein. Die Obergrenze der Populationsgröße im günstigen Erhaltungszustand wird durch die Tragfähigkeit bestimmt. Für den österreichischen Bärenlebensraum ist diese nicht bekannt, die vorhandenen Habitatbewertungen (KNAUER et al. 1997, CORSI et al. 1998, RAUER et al. 2001) weisen nur relative Unterschiede der Habitatqualität aus und geben keine Auskunft darüber, wie viele Bären in Österreich leben könnten (wobei aber außer Zweifel steht, dass mehr als eine MVP Platz finden kann). Eine Populationsgröße von mindestens 80-100 Bären (ca. 2xMVP) kann als erste Annäherung für die Charakterisierung des günstigen Erhaltungszustands von Bären in Österreich dienen.

2. Indikator: Verbreitung im potenziellen Lebensraum

Als zweiter Indikator für den günstigen Erhaltungszustand der Bären in Österreich wird das Ausmaß der Verbreitung im potenziellen Lebensraum vorgeschlagen. Die Abgrenzung des potenziellen Lebensraums anhand der vorliegenden Habitatbewertungen ist nicht ohne weiteres möglich: (1) Die verschiedenen Modelle vermitteln im Überblick ein einheitliches Bild (Bärenlebensraum ist auf die Alpen beschränkt, Hochgebirge sind weniger geeignet als waldreiche Mittelgebirge), differieren aber durchaus im Detail. (2) Die Modelle arbeiten mit abgestufter Eignung auf kleinen Flächeneinheiten und unterscheiden keine großflächigen Einheiten der Kategorien Bärengebiet ja oder nein. Dazu ist es notwendig, Form und Zusammenhang der günstigen Bärenhabitats in der Landschaft zu bewerten. Unbeantwortet bleibt zudem die Frage, wie weit das Hochgebirge Lebensraum für Bären sein kann. In den Modellen, deren Bären-Daten zur Beschreibung der Habitatansprüche aus waldreichen Gebieten stammen, werden naturgemäß Waldgebiete höher bewertet, die ausgedehnte Exkursion einer besondern Bärin aus dem Trentino in die Stubai Alpen und Hohen Tauern hat jedoch daran erinnert, dass Bären auch im Hochgebirge zurecht kommen können. Historische Daten belegen eine Besiedlung in früherer Zeit, das Konfliktpotenzial mit Tourismus und Almwirtschaft könnte jedoch einer Wiederbesiedlung entgegenstehen. Der heute maßgebliche potenzielle Bärenlebensraum, abgeleitet aus den Habitatbewertungen und der Verteilung der rezenten Bärennachweise, umfasst folgende Gebiete: Nördliche Kalkalpen von Dachstein bis Schneeberg, Eisenerzer Alpen, Niedere Tauern, Glein-, Stub-, Pack- und Koralpe, Seetaler Alpen, Gurktaler Alpen, Nockberge, Reißeck- und Kreuzeckgruppe, Gailtaler Alpen, Karnische Alpen und Karawanken. Das ergibt eine Fläche von ca. 25.000 km² (inkl. der Siedlungsgebiete, Tallagen, landwirtschaftliche Nutzflächen und Felsregionen, die vom Bären nicht genutzt werden können). Ob die Hohen Tauern dazugezählt werden sollen, ist wie gesagt fraglich. Die möglichen Bärenhabitats in den nördlichen Kalkalpen Tirols wurden vorerst nicht berücksichtigt, da eine Besiedlung in naher Zukunft wenig wahrscheinlich und für den Aufbau einer lebensfähigen Population in Österreich auch nicht entscheidend ist.

3. Indikator: Durchlässigkeit von Barrieren

Der dritte Indikator für den günstigen Erhaltungszustand der Bären in Österreich legt das Augenmerk auf das Angebot an Querungsmöglichkeiten von Habitatbarrieren. Bären haben große Raumansprüche und sind in der österreichischen Kulturlandschaft zwangsläufig mit einem fragmentierten Lebensraum konfrontiert. Große, dicht besiedelte Täler und das hochrangige

Straßennetz sind die wichtigsten Barrieren und gliedern die Landschaft in Lebensraum-Kompartimente. Bären müssen frei von Kompartiment zu Kompartiment wandern können, damit die Einheit der Population gewahrt bleibt.

Habitatindikatoren	A	B	C
Verbreitung im potenziellen Lebensraum	führende Weibchen in = 4 Teilgebieten (pro Teilgebiet in mindestens 2 von 3 Jahren) und Bärennachweise in allen Teilgebieten (alle Jahre)	führende Weibchen in 2-3 Teilgebieten (pro Teilgebiet in mindestens 2 von 3 Jahren) und Bärennachweise in = 3 Teilgebieten (alle Jahre)	führende Weibchen in < 2 Teilgebieten (pro Teilgebiet in mindestens 2 von 3 Jahren) oder Bärennachweise in < 3 Teilgebieten (alle Jahre)
Durchlässigkeit von Barrieren	alle Kompartimente sind für Bären erreichbar und der Wechsel von einem Kompartiment zu den benachbarten Kompartimenten ist direkt oder über den Umweg von maximal einem weiteren Kompartiment möglich	alle Kompartimente sind für Bären erreichbar und der Wechsel von einem Kompartiment zu den benachbarten Kompartimenten ist direkt oder über den Umweg von maximal zwei weiteren Kompartimenten möglich	nicht alle Kompartimente sind für Bären erreichbar oder der Wechsel von einem zu den benachbarten Kompartimenten ist nicht immer direkt oder über den Umweg von maximal zwei weiteren Kompartimenten möglich
Populationsindikatoren	A	B	C
Lebensfähigkeit der Population	= 8 führende Weibchen / Jahr	4-7 führende Weibchen / Jahr	< 4 führende Weibchen / Jahr

13.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben den Erhaltungszustand B

Einzelne Natura 2000-Gebiet können für eine lebensfähige Bärenpopulation faktisch nicht die ausreichende Größe aufweisen. In diesem Fall ist der Erhaltungszustand des Bären im Natura 2000-Gebiet mit C einzustufen.

Natura 2000-Gebiete können aber bestimmte Funktionen für das Gedeihen der Bärenpopulation erfüllen und diese sollten erhalten bleiben. Funktionen können sein:

- Rückzugsgebiete: Waldgebiete mit geringer Zersiedelung, Tourismusnutzung, Forststraßen- und Wanderwegdichte;
- Jungenaufzuchtgebiete: deckungsreiche Rückzugsgebiete ohne Forststraßen > 10 km²
- Winterlagerstandorte: z.B. schroffes, im Winter unzugängliches Gelände mit ausreichend Höhlenangebot
- Korridore durch Habitatbarrieren: Moore in dicht besiedelten Tallagen

Das Zusammenleben von Bär und Mensch in der österreichischen Kulturlandschaft benötigt umsichtiges Management. Es sollte folgende Bereiche umfassen: Monitoring (Bestand, Populationsentwicklung, Bär-Mensch-Konflikte, auffälliges Bärenverhalten), Schadensabgeltung, Aufklärung und Information (Verhalten im Bärengebiet, Schadensprävention). Das Management muss den ganzen Bärenlebensraum abdecken und kann nicht auf Natura 2000-Gebiete beschränkt werden.

13.3 Bewertungsanleitung

Die nachfolgenden Schwellenwerte sind ein Versuch, die Möglichkeit einer Überprüfung des günstigen Erhaltungszustands anhand einfacher Parameter abzustecken. In Österreich gibt es noch keine etablierte Bärenpopulation. Die Schwellenwerte sind nicht als endgültig zu betrachten und müssen offen bleiben für Anpassung in Hinblick auf Veränderung in der Situation der Bären und Verbesserung in unserem Wissenstand über die Bären in Österreich.

13.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Zwei Überlegungen wurden berücksichtigt:

1. Indikator wird höher bewertet als 2. und 3.

Ausweisung von Stufe A für Gesamtindikator erfolgt restriktiv.

Indikatoren	Einzelbewertungen									
Lebensfähigkeit der Population	A	B	A	A	B	B	B	B	C	C
Verbreitung im pot. Lebensraum	A-B	A	A-B	C	A	B	C	C	A	B-C
Durchlässigkeit von Barrieren	A-B	A	C	A-C	B-C	A-C	A-B	C	B-C	A-C
Gesamtbewertung	A		B					C		

13.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulation

14 1355 LUTRA LUTRA (LINNAEUS, 1758)

14.1 Schutzobjektsteckbrief

Deutsche Namen: Eurasischer Fischotter, Europäischer Fischotter, Otter, Wasserwolf, Wassermader

Synonyme: *Lutra vulgaris*, *Lutra whitleyi*

14.1.1 Identifikation

Systematische Stellung: Der Fischotter gehört innerhalb der Gruppe der Mammalia zur Ordnung Carnivora, genauer zur Familie der Mustelidae (Marderartige). Dort bilden die Lutrinae eine eigene Unterfamilie. Der eurasische Fischotter *Lutra lutra* L. ist namensgebendes Genus.

Unterarten: keine Unterarten in Europa; in Asien *Lutra lutra meridionalis*, *Lutra lutra seistonica*, *Lutra lutra barang* (Status z.T. unklar)

Merkmale: Der Fischotter ist ein mittelgroßes (ca. 1,0 bis 1,3 m lang, ca. 6 bis 12 kg schwer) semiaquatisches, marderartiges Säugetier mit walzenförmig-langgezogenem Körper, einem verlängerten, sich allmählich verjüngenden Schwanz als Ruderorgan und verkürzten Beinen. Das sehr dichte Fell ist einfarbig dunkelbraun, an der Bauchunterseite hellgrau bis hellbraun.

Neben Größe und Körperbau sind typische Erkennungsmerkmale:

- Kopf abgeflacht mit hoch- und engstehenden Augen und sehr kleinen Ohren
- Fußballen mit 5 Zehen (Mardermerkmal; im Unterschied zu Hunde- oder Katzenartigen mit nur 4 Zehen im Ballen)
- Schwimmhäute die zwischen allen 5 Zehen der Vorder- und Hinterextremität ausgebildet sind.

14.1.2 Biologie

Fortpflanzung: ganzjährlich möglich, in Mitteleuropa allerdings schwerpunktmäßig im Frühjahr; Wurfgröße durchschnittlich 2 bis 3 Junge; Tragzeit ca. 63 Tage; Säugeperiode 12-14 Wochen; Würfe erfolgen in Höhlenbauten, Jungtiere verlassen erstmals nach ca. 3 Monaten mit Mutter den Bau.

Sozialsystem: adulte Fischotter leben solitär in Streifgebieten; Größe der Streifgebiete bis zu 40 km Flusslauf (pro Individuum, Weibchen etwas kleiner); Paare bilden sich nur zur Paarungszeit, Aufzucht der Jungen nur durch Weibchen;

Nahrungsspektrum: Fisch (Hauptnahrung), Amphibien, Muscheln, Krebse; seltener Kleinsäuger, Wasservogel, Insekten, Aas; Anteile der einzelnen Kategorien je nach Lebensraum und Jahreszeit stark schwankend;

Täglicher Nahrungsbedarf: ca. 10% des Körpergewichts, d.h. zwischen 60 dag und 1,2 kg tägliche Nahrung; im Winter mehr als im Sommer

Stellung im trophischen System: Endpredator

14.1.3 Autökologie

Lebensraum und Habitatelemente: In Feuchtgebieten bzw. Feuchtgebietslandschaften besiedelt und nutzt der Fischotter die praktisch linearen Lebensräume der Wasserrandstreifen und Uferlinien. Der Wasserteil seines Habitats dient dem Nahrungserwerb. Wesentlich sind reich strukturierte Gewässer und Gewässerränder. In diesen seichten Gewässern zw. Flach-

wasserzonen tieferer Gewässer erbeutet der Fischotter als Stöberjäger seine Beute durch Ab-spüren der Wasserrandbereiche. Im Landbereich liegen Tagesverstecke (in unterirdischen Höhlen oder unter Bewuchs in Deckung) und Aufzuchthöhlen für Jungtiere. Von Bedeutung ist die Art der Verzahnung zwischen Wasser- und Uferanteil: eine gewässerbegleitende Ufervegetation bietet Sichtschutz beim Verlassen des Wassers und werden vom Fischotter daher bevorzugt genutzt.

Der Fischotter kann unterschiedliche Gewässer besiedeln: Bäche, Flüsse, Seen, Teiche, Sümpfe, Meeresküsten. Er kann in folgenden Lebensraumtypen gem. FFH-Richtlinie vorkommen: Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen (3140), Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder des Hydrocharitions (3150), Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation (3220), Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Myricaria germanica* (3230), Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Salix eleagnos* (3240), Flüsse der plananern bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculion fluitantis und des Callithricho-Batrachion (3260), Flüsse mit Schlammbänken mit Vegetation des *Chenopodion rubri* p.p. und des *Bidention* p.p. (3270), Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (91E0), Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (91F0).

Als wesentlichstes potenzielles und tatsächliches Verbreitungsgebiet in Österreich sind alle Flusstallandschaften der Tiefebene und Flussläufe der Mittelgebirge; Flüsse mit zumindest in längeren Abschnitten natürlichem oder naturnahem Verlauf zu nennen. Wesentliche Habitat-elemente sind Nahrung und Deckung.

14.1.4 Populationsökologie

Populationsstruktur: weitestgehend unklar bzw. nur Einzelbefunde (z.B. Schottland: mittlere Lebenserwartung 3,1 Jahre (KRUIK, 1995); derzeit existieren keine zuverlässigen Methoden zu Bestandszählungen oder –schätzungen; Todesfälle fast ausschließlich aufgrund von Gewalteinwirkung (Straßenverkehrsunfälle, Fischereifänge), kaum Funde von toten Tieren;

Populationsdynamik: geringe Nachwuchszahlen, lange Brutpflege, aufgrund der niedrigen Lebenserwartung nur 1-2 Würfe pro Fähe (Weibchen) möglich; durchschnittliche Wurfgröße 2-4 Jungtiere; daher geringe Reproduktionsrate

14.1.5 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Das Artareal des Fischotters erstreckt sich grundsätzlich auf ganz Europa, den Bereich der nordafrikanischen Küste sowie fast den gesamten asiatischen Kontinent mit Ausnahme des äußersten Nordens und Indiens im Süden (HEPTNER & NAUMOV, 1974).

Europa: Das vergangene Jahrhundert war von starken bis dramatischen Bestandeseinbrüchen im europäischen Teil des Artareals geprägt, die zum völligen Aussterben des Fischotters in einigen europäischen Teilgebieten führten. MACDONALD & MASON (1994) kamen zu dem Schluss dass der Fischotter in Europa nur noch im äußersten Westen, im Norden, im Südosten und Osten verbreitet ist. Daran hat sich bis heute nichts Wesentliches geändert. Nach wie vor erstreckt sich vom Süden Dänemarks über den Westen Deutschlands, die BeNeLux-Staaten, den Osten Frankreichs, die Schweiz, den Westen Österreichs und Italien ein breiter Korridor, aus dem der Fischotter weitestgehend und regional teilweise überhaupt vollständig verschwunden ist.

Verbreitung in der EU: Nach Angaben der Mitgliedsstaaten kommt der Fischotter – neben Österreich – in allen Staaten der EU 15 bis auf die Niederlande und allen biogeografischen Regionen (alpin, atlantisch, boreal, kontinental, mediterran) bis auf die makaronesische Region vor.

Österreich: Aktuelle Verbreitung: Der Fischotter ist derzeit in Österreich auf ca. 25% der Fläche verbreitet. Die Verbreitungssituation hat sich im letzten Jahrzehnt maßgeblich verbessert (JAHRL & BODNER; 2003).

Nach wie vor keine Otternachweise gibt es aus Vorarlberg und Tirol.

In Salzburg wurden 1999 erstmals Otter im östlichen Pongau am Oberlauf der Enns festgestellt sowie seit 1997 um die Stadt Salzburg.

Über die Situation in Kärnten ist immer noch sehr wenig bekannt. Kartierungen im Osten des Bundeslandes 2003 ergaben allerdings zahlreiche Nachweisfunde, so dass vermutet werden kann, dass es hier – vermutlich als Folge von Migrationen aus Slowenien oder der Steiermark - durchaus noch unbekanntes Vorkommen gibt.

In der Steiermark wurden 2002/03 die Flüsse Enns, Salza und Mürz kartiert (JAHRL & BODNER, 2003). An Salza und Mürz wurde eine deutliche Zunahme der Nachweisdichte verzeichnet, die auf ein dauerhaftes Vorkommen schließen lässt, während die Nachweisdichte an der Enns leicht geringer war als bei KRANZ (1999). Der Bestand im Südosten breitet sich weiterhin leicht aus. Eine flächendeckende Kartierung der Steiermark ist gerade in Arbeit.

In Oberösterreich ist der Otter vom flächig besiedelten Mühlviertel in den letzten Jahren über die Donau ins Innviertel eingewandert. Die Verteilung ist hier noch auf einzelne Gewässerabschnitte beschränkt, reicht aber bereits bis an die Grenzen von Salzburg bzw. des Hausrukviertels nach Süden. Auch an der Aschach gibt es erste Losungsfunde. Im Süden des Landes wurde erstmals die Steyr kartiert, die sich als stark besiedelt erwies, an der Enns gibt es nach wie vor nur Einzelnachweise.

In Niederösterreich ist nach wie vor das Waldviertel das Hauptverbreitungsgebiet, nach ersten Einwanderungen seit Mitte der 90er Jahre sind nun seit wenigen Jahren aber auch viele Gewässer des Mostviertels dauerhaft vom Otter besiedelt. Auch das Vorkommen im Südosten nimmt langsam zu. Im Weinviertel ist der Otter nach wie vor nicht verbreitet, einzelne aktuelle Nachweise gelangen aber 2003 ganz im Südosten.

Das Burgenland, wo die Verbreitung des Otters noch vor wenigen Jahren nach Norden hin zunehmend geringer wurde bzw. im Norden fehlte, ist mittlerweile fast vollständig besiedelt.

Historische Verbreitung: Fischotter waren ursprünglich in ganz Österreich fast flächendeckend verbreitet (JAHRL & BODNER 2003) und besiedelten abgesehen vom Hochgebirge so gut wie alle Gewässer. Wegen ihrer solitären Lebensweise kamen Otter aber in der Regel nie in hohen Dichten vor.

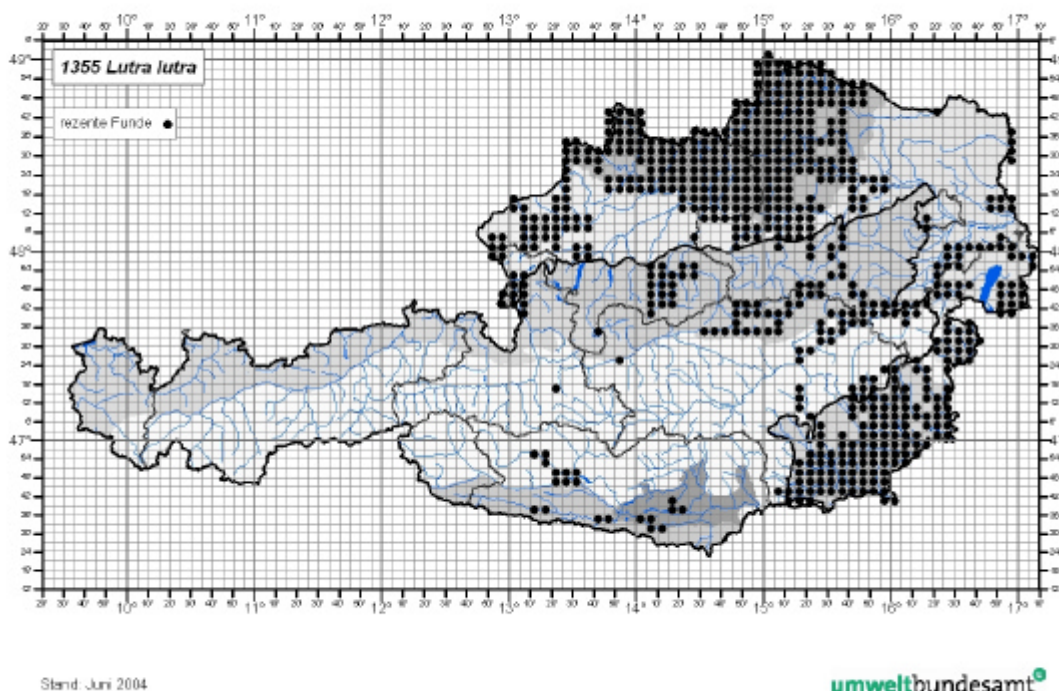
Wie in ganz Mitteleuropa kam es auch in Österreich Ende der 70er und Anfang der 80er Jahre des 19. Jahrhunderts zu massiver Verfolgung des Otters. In jener Zeit wurde der Bestand nachhaltig dezimiert.

Obwohl dieser so genannte „Ottersturm“ die Bestände lokal stark schwächte, erfolgte der endgültige Zusammenbruch der mitteleuropäischen Fischotterpopulation erst nach Ende des Ersten Weltkrieges. In den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts existierten in Österreich nur noch kleinere Restpopulationen. In den folgenden Jahrzehnten wird nur mehr von seltenen Einzelnachweisen berichtet, in einigen Regionen war der Fischotter ausgestorben.

In den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts ging man davon aus, dass der Fischotter in Österreich ausgestorben war. Erst der Beginn der gezielten Kartierungstätigkeit von KRAUS (1981, 1986 und 1988) und MAU (1988) brachte zu Tage, dass im Wald- und Mühlviertel noch Otter überlebt hatten, ebenso in der südöstlichen Steiermark und im Südburgenland. Diese beiden großen Reliktorkommen sind Teile größerer Bestände in den angrenzenden Ländern Tschechien bzw. Ungarn und Slowenien. Die Suche im Alpenraum und in einigen anderen Regionen - Vorarlberg, Lechtal, Hohe Tauern, Teile Kärntens, östliches Niederösterreich - ergab hinge-

gen lange Zeit keine oder nur sehr wenige vereinzelte Nachweise, die vermutlich von migrierenden Einzeltieren oder sehr kleinen isolierten Beständen stammten.

Seit Mitte der 1990er Jahre ist eine zunehmende Arealerweiterung des Fischotters zu bemerken. Dies liegt zu einem Teil sicher an der erhöhten Untersuchungsdichte, vor allem aber tatsächlich an einer langsamen Bestandserholung. Die Vorkommen im Norden weiten sich nach Süden über die Donau hin aus, jene im Südosten dringen nach Norden vor. Auch im Alpenraum nehmen die Nachweise leicht zu.



14.1.6 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Rote Liste Österreichs (GEPP et al. 1994): Kat.1 (vom Aussterben bedroht).

IUCN Red List (2002): Kat. "VU A2cde"

Schutzstatus: Im Hinblick auf den starken Rückgang von Populationen ist der Fischotter in folgenden Artenschutzprogrammen und Gesetzen enthalten:

Anhang I des Washingtoner Artenschutzabkommens (CITES)

Anhang II der Berner Konvention

Anhang II und IV der FFH-Richtlinie

In den Jagdgesetzen von 7 Bundesländern (ausgenommen Wien und Tirol) als ganzjährig geschont seit den Jahren 1947 - 1950.

In den Naturschutzgesetzen von Steiermark, Salzburg (jeweils parallel zum Jagdgesetz) und Tirol.

Entwicklungstendenzen: Starke Bestandesrückgänge im letzten Jahrhundert, in den letzten 5 Jahren konnten in einigen österreichischen Regionen Ausbreitungstendenzen bzw. eine Aus-

weitung des Verbreitungsareals dokumentiert werden. Allerdings ist zu beachten dass neue Verbreitungsnachweise nicht nur eine tatsächliche Ausbreitung des Fischotters widerspiegeln, sondern vielmehr auch den zunehmenden Wissensstand. Nur für einige Teilgebiete liegen regelmäßig wiederholte Kartierungen vor (z.B. Bundesland Steiermark).

Gefährdungsursachen: Eine Vielzahl von Ursachen wird für die starken Bestandseinbrüche beim Fischotter diskutiert (vgl. dazu auch JAHRL & BODNER 2003):

Direkte Verfolgung: wegen ihres wertvollen Fells, wegen ihres oft überschätzten Schadens für die Fischerei und in geringem Ausmaß zum Nahrungserwerb; ein flächendeckend gravierender Einfluss auf die Fischotterbestände war bis ins 19. Jhd. nicht gegeben. Ende des 19. Jhdts setzte in ganz Mitteleuropa ein Vernichtungsfeldzug gegen den Fischotter ein, der als „Ottersturm“ bekannt ist. In der Zeit von 1884 bis 1905 wurde auch in Österreich der Fischotter nachhaltig dezimiert, die Anzahl der erlegten Tiere übertraf die Anzahl der Jungtiere. Seit den 1950er Jahren des vergangenen Jahrhunderts findet in Österreich keine legale Bejagung des Fischotters mehr statt.

Gewässerverbauung: Begradigung und Eindämmung von Flussläufen, die in ganz Österreich seit dem 18. Jahrhundert massiv fortschreitet, sowie Abtrennung des Wasserlaufs von der Flussaue. Ab Beginn des 19. Jhdts. auch umfangreiche Wildbachverbauungen im alpinen Bereich. Aus heutiger Sicht ist nur noch ca. ein Fünftel der österreichischen Flüsse naturnah. Derartige Regulierungen wirken sich vor allem auf die Hauptbeute des Fischotters, die Fische, negativ aus, weil die damit einhergehende Strukturverarmung der Gewässer z.B. Laichplätze zerstört oder Laichwanderungen unterbindet. Eine Barrierewirkung großer Stauhaltungen (Wasserspeicher, Wasserkraftwerke) wird diskutiert und z.B. in Spanien als effektives Hindernis für die Wiederausbreitung des Fischotters verantwortlich gemacht. Zu geringe Restwassermengen stellen für den Fischotter ebenfalls ein Problem dar, zum einen wiederum weil sie für die Fischbestände deutlich negative Auswirkungen haben, zum anderen ist der Fischotter bei zu niedrigem Wasserstand in seiner Fortbewegung im Wasser behindert und kann sich auch nicht durch Abtauchen verstecken.

Gewässerverschmutzung: treffen den Fischotter indirekt (über Dezimierungen seiner Hauptbeute Fisch) und direkt, weil der Fischotter als Spitzenpredator einer Nahrungskette Schadstoffe akkumuliert. Selbst subletale Toxizität führt zu starken Beeinträchtigungen in Form einer geringeren Reproduktionsrate. Wesentliche Schadstoffe in diesem Zusammenhang sind Schwermetalle, Organochlorine (PCBs) und Pestizide.

Trockenlegung von Feuchtflächen: die Trockenlegung von – auch kleinflächigen Feuchtwiesen, nassen Senken etc. schränkt das Nahrungsspektrum des Fischotters ein, v.a. weil derartige Lebensräume wesentlich für die Existenz von Amphibien sind, die dem Fischotter als Puffernahrung dienen.

Direkte Störung durch menschliche Aktivitäten: vor allem die steigende Anzahl von Freizeitaktivitäten an Gewässern (Angeln, Bootfahren, etc.) kann problematisch sein. Während sich der Fischotter auf regelmäßig wiederkehrende Störungen des Menschen grundsätzlich einstellen kann, reagiert er auf zu hohe Störungsintensität mit häufigen Standortwechseln. Das erhöht die Gefahr durch den Straßenverkehr und kann auch zu Reproduktionsausfällen führen.

Vernichtung von Deckung und Rückzugsgebieten: flächendeckendes Abholzen der bachbegleitenden Gehölzvegetation und Vernichtung von Auwäldern. Otter meiden das Queren offener Flächen, Wechsel, Markierplätze, Tagesverstecke und Wurfhöhlen werden versteckt und schwer zugänglich angelegt.

Fragmentierung des Lebensraums und Isolation: vor allem durch die Zerschneidung von Landschaften durch Straßen, aber auch die Zerschneidung von Fließgewässern durch Staubaubwerke. Infolge der großen Streifgebiete, die adulte Otter besiedeln, und der daraus ableitbaren geringen Populationsdichte kann eine zunehmende Fragmentierung zum lokalen Aussterben des

Fischotters führen, weil negative Einflüsse (z.B. extrem kalte Winter, punktuelle Verschmutzungsereignisse wie z.B. der Cyanid-Unfall in Ungarn/Rumanien) nicht mehr abgepuffert werden können.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: wesentlich für das Vorkommen des Fischotters sind ein ganzjährig verfügbares Nahrungsangebot und eine Mindestausstattung der Landschaft mit Deckungsmöglichkeiten. Demzufolge sind verschiedene Maßnahmen nötig:

Prioritär ist die Erhaltung aller noch vorhandenen natürlichen Strukturen im Gewässer und Gewässerumland.

Dort wo dies nicht ausreicht, sind Flussrückbaumaßnahmen (Rücknahme harter Verbauungen, Fischaufstiegshilfen, Anbindung von Altarmen, Schaffung von Retentionsräumen mit natürlicher Wasserstandsdynamik) sowie Strukturierungsmaßnahmen im Umland (Reduktion von Pflegemaßnahmen wie z.B. Gehölzkahlschnitt, Zulassen des Entstehens neuer Gehölzsäume und Auwälder) dringend notwendig;

Zusätzlich wesentlich: alle Maßnahmen zur Erhöhung der Toleranz und Akzeptanz des Fischotters bei der Fischerei (Fischproduzenten, Sportangler)

14.1.7 Verantwortung

Im Norden Österreichs (Wald- und Mühlviertel) ist das Fischottervorkommen ein flächenmäßig kleiner Teil eines bayrisch-südböhmisch-österreichischen Vorkommens. In Tschechien scheint diese Population gerade weiter nach Norden an die nordböhmische Population anzubinden (Richtung Polen). In der Slowakei kommt der Fischotter in an Österreich angrenzenden Landesteilen derzeit nicht vor. Im Südosten Österreichs ist das Vorkommen des Fischotters in der Südoststeiermark und im Burgenland Teil eines größeren Vorkommens in Südwestungarn, welches auch einen kleinen Anteil in Slowenien hat (Goricko). Dieses Gebiet ist derzeit auch das einzige in Slowenien mit einem größerflächigen Ottervorkommen.

Norditalien, die Schweiz und der südliche Teil Bayerns sind im wesentlichen vom Fischotter derzeit nicht besiedelt. Eine Wiederbesiedlung dieser Gebiete scheint aus heutiger Sicht mittel- oder langfristig praktisch nur über die westlichen Bundesländer Österreichs denkbar. Daraus folgt klar dass der Situation des Fischotters in Österreich eine maßgebliche Rolle bei der natürlichen Wiederbesiedlung des westlich und südlich von Österreich gelegenen Teiles Europas zukommt.

14.1.8 Kartierung

Hinweise zur Abgrenzung: der Fischotter ist als semiaquatischer Säuger in seiner Existenz an die Schnittstelle zwischen Wasser und Land gebunden. Eine Abgrenzung des Lebensraums ist weder am Land noch im Wasser möglich, da Fischotter sowohl weitere Strecken an Land queren können als auch größere Distanzen im Wasser schwimmend zurücklegen.

Allenfalls erfasst werden könnten Vegetationsstrukturen im Uferbereich, die dem Fischotter als Deckung im Übergang Wasser-Land dienen können. Eine eindeutige Zuordnung zwischen deckender Vegetation und Fischottervorkommen (potenziell oder tatsächlich) wird dennoch nicht möglich sein.

Hinweise zur Kartierung: klassische Nachweismethode ist die Kartierung von Losungen (Fischotterkot) (MASON & MACDONALD 1986), die in verschiedensten Abwandlungen bis heute als wesentlichste Nachweismethode gilt. Untersucht werden Streckenabschnitte von Gewässeruferrn bzw. Ufer unter Brücken auf Losungen. Eine Ausführliche Methodendiskussion findet sich in REUTHER et al. (2000). Trittsiegel (Fußabdrücke) sind als alleiniges Nachweismittel nur bedingt tauglich, da je nach Bodenbeschaffenheit der Abdruck häufig unvollständig ist und daher Verwechslungsgefahr mit anderen Säugern besteht.

Für die Beurteilung des Erhaltungszustandes über die Verbreitungserhebung ist eine Zeitreihe wesentlich, d.h. nur der Vergleich mehrerer Kartierungsergebnisse lässt vorsichtige indirekte Schlüsse zu, ob ein Gewässer z.B. vom Fischotter dauerhaft besiedelt ist oder nur gelegentlich durchwandert wird.

Nachweis der Anwesenheit: Als Nachweis gelten Losungen und Spuren. Für die Einzelpopulation wird die Anwesenheit nach der Spot Check Methode (Ufer unter Brücken beidseitig, alle Brücken entlang Gewässer, zusätzlich Mündungen von Nebengewässern) erhoben.

Auf Österreichebene wird die Anwesenheit nach IUCN-Standard geprüft. Dafür werden Grundfelder mit 10x10 km Seitenlänge (UTM Gitter) in 4 Quadranten á 5x5 km unterteilt. Je Quadrant wird eine Kontrollstelle (600m Ufer einseitig) in Kombination mit der Spot Check-Methode erfasst.

Fließgewässerslänge: In die Erhebung der Fließgewässerslänge werden alle Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet größer 10 km² einbezogen. Die Schwellenwertbildung für diesen Indikator wird nach folgenden Überlegungen vorgenommen: für die Mindestpopulationsgröße von angenommenen 50 Individuen gilt die Berechnung: durchschnittliches Streifgebiet: 30 km Länge; Überschneidung männlicher und weiblicher Streifgebiete, d.h. 1,5 Ind./30 km; 50 Individuen x 30 km Gewässer / 1,5 = 1.000 km Gewässerslauf für Mindestpopulationsgröße.

Gewässergüte: Hierbei können die jeweils aktuellsten Einstufungen aus den Gewässergüteuntersuchungen durch den Bund und die Länder herangezogen werden.

Flussmorphologie: Zur Beurteilung der Flussmorphologie werden die Daten zur Erfassung von Gewässern mit Einzugsgebietsgrößen von 10 km² gemäß Wasser-Rahmenrichtlinie herangezogen.

Fischregion: Die Fließgewässer werden nach dem Konzept der Fischregionen in Abschnitte unterteilt: Forellenregion: geringes Ertragspotential, Äschenregion: mittleres Ertragspotential, Barben- bzw. Brachsenregion: hohes Ertragspotential.

14.1.9 Wissenslücken

Wissenslücke Populationsgröße: die o.a. Kartierungsmethoden ermöglichen eine Beurteilung ob der Fischotter in einem bestimmten Gebiet vorkommt oder nicht. Sie lassen keine Aussage zu über die Anzahl der vorkommenden Individuen. Dieses wäre aber eigentlich die Voraussetzung, um Aspekte wie kritische Populationsgröße, Einfluss von Mortalitätsfaktoren, etc. untersuchen zu können. Derzeitige Methoden lassen eine Bestimmung der Individuenzahl schwer zu und sind (noch) nicht wirklich praktikabel. Das DNA-Fingerprinting ist technisch bereits machbar und in Erprobung, allerdings derzeit noch sehr teuer. Die Losungen dürfen dafür aber nur wenige Stunden alt sein.

Abfahrten bei Schnee: stark witterungsabhängig, großer Aufwand (mehrere Personen müssen gleichzeitig unterwegs sein) und daher große Fehlerquellen

Wissenslücke Bestandserhebung: kartiert wird in Österreich häufig dort, wo selbst gefundene oder gemeldete Einzelhinweise ein tatsächliches Ottervorkommen erwarten lassen. Die Verbreitungskarte von Österreich spiegelt neben der Verbreitung des Fischotters auch die Aktivitäten der Kartierer wider. Für zahlreiche Gebiete ist die Situation des Fischotters schlicht unbekannt.

Wissenslücke Predatoreinfluss: aus Sicht des Artenschutzes ist eine Fortsetzung der natürlichen Wiederausbreitung des Fischotters dringend wünschenswert. Fließgewässern kommt dabei eine maßgebliche Rolle zu, sie sind Hauptverbreitungsadern des Fischotters. Wesentlich wird sein, einen potentiellen Interessenskonflikt mit Sportanglern (Fischfresser vs. Angler) hintanzuhalten. Über den tatsächlichen Einfluss des Fischotters als Fischfresser auf den Fischbestand von Gewässersabschnitten und über systemische Regelungsmechanismen dieser Be-

te-Beutegreifer-Beziehung ist praktisch nichts bekannt. Dies erschwert eine sachliche Diskussion.

Defizit Öffentlichkeitsarbeit: die Frage, wo der Fischotter vorkommen „darf“ und in welcher Individuenzahl, hat, da der Fischotter in einem Interessenskonflikt mit der Fischerei stehen kann, eine stark gesellschaftspolitische Komponente. Aus Naturschutzsicht regelt der Fischotter die Frage wo er noch Lebensraum hat, selbst, eben indem er dort vorkommt oder wieder einwandern kann. Da die Erhaltung der Natur und der natürlichen Vielfalt heute allgemeine gesellschaftlich akzeptierte Ziele sind, sind Maßnahmen nötig, die die Akzeptanz für diese Säugerart, deren Hauptbeute Fische sind, gewährleisten, um eben die Erreichung dieses oben genannten Zieles zu ermöglichen.

14.1.10 Literatur und Quellen

Allgemein:

- HEPTNER, V.G. & N.P. NAUMOV (1974): Die Säugetiere der Sowjetunion. Bd. II – Seekühe und Raubtiere. Fischer-V., Jena, 973 pp
- KRUUK., H. (1995): Wild Otters. Predation and Population. Oxford University Press, Oxford, New York, Tokyo, 290 pp.
- MACDONALD, S.M. & C.F. MASON (1994): Status and Conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western Palaearctic. Council of Europe, Nature and Environment 67, 54 pp.
- MASON, C.F. & S.M. MACDONALD (1986): Otters. Ecology and Conservation. Cambridge University Press, London, New York, New Rochelle, Melbourne, Sydney, 236 pp.
- REUTHER, C. & A. FESTETICS (1980): Der Fischotter in Europa. Verbreitung, Bedrohung, Erhaltung. Aktion Fischotterschutz e.V., Oderhaus, 288 pp.
- REUTHER, C., D. DOLCH, R. GREEN, J. JAHRL, D. JEFFRIES, A. KREKEMAYER, M. KUCEROVA, A.B. MADSEN, J. ROMANOWSKI, K. ROCHE, J. TEUBNER & A. TRINIDADE (2000): Surveying and Monitoring Distribution and Population Trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). Habitat 12, Arbeitsberichte der Aktion Fischotterschutz, Hankensbüttel, 148 pp.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

- BODNER, M. (2001): Fischotterkartierung Osttirol. Unveröffentlicht.
- EISNER, J. & SIEBER, J. (1993). Fischotterkartierung an der Drau (Paternion bis Lavamünd). Unveröffentlicht. Endbericht, 16pp.
- FORSTNER, M. (1990). Die Bedeutung der Drautalsole zwischen Molzbichl und Möllbrücke für Rotwild und Fischotter. In: Winkler H., Forstner M., Gamauf A., Parz-Gollner
- GUTLEB, A.C. (1994). Todesursachenforschung Fischotter. Forschungsbericht Fischotter 2. Forschungsinstitut WWF Österreich, 11, 12-25.
- GUTLEB, A.C. (1995). Umweltkontaminanten und Fischotter in Österreich – eine Risikoabschätzung für *Lutra lutra* (L., 1758). Dissertation, Vet. Med. Univ. Wien, 216pp.
- HOLZINGER, W.E.; KOMPOSCH, B. & DEPISCH B. (2002). Die aktuelle Verbreitung des Fischotters (*Lutra Lutra* L.) in der südlichen Steiermark. Linzer biologische Beiträge 34/1, 779-786.
- JAHRL, J. (1995). Historische und aktuelle Situation des Fischotters (*Lutra lutra*) und seines Lebensraumes in der Nationalparkregion Hohe Tauern. Mitteilungen des Hauses der Natur 12, 29-77.
- JAHRL, J. (1996). Der Europäische Fischotter (*Lutra lutra* Linné, 1758) an der Naarn im Bundesland Oberösterreich: eine Erhebung mittels indirekter Nachweise mit einer Diskussion der Untersuchungsmethodik und des Markierverhaltens. Diplomarbeit, Univ. Salzburg, 69pp
- JAHRL, J. (1997). Kartierung des Fischotters (*Lutra lutra*) im südöstlichen Niederösterreich 1997. Unveröffentlicht. Endbericht, 38pp.

- JAHRL, J. (1998). Kartierung des Fischotters (*Lutra lutra*) in der Landeshauptstadt Salzburg und ihrer Umgebung 1997/98. Unveröffentl. Endbericht, 58pp.
- JAHRL, J. (1999). Verbreitung des Eurasischen Fischotters (*Lutra lutra*) in Österreich, 1990-1998 (Mammalia). *Joannea Zool.* 1, 5-12.
- JAHRL, J. (2000). Kartierung des Fischotters (*Lutra lutra*) im Flach- und Tennengau. Unveröffentl. Endbericht, 61pp.
- JAHRL, J. (2002). Kartierung des Fischotters (*Lutra lutra*) an den Gewässersystemen Inn und Salzach in Oberösterreich 2002. Unveröffentl. Endbericht, 32pp.
- JAHRL, J. & KRAUS, E. (1998). Kartierung des Fischotters (*Lutra lutra*) im Süd- und Mittelburgenland. Unveröffentl. Endbericht, 82pp.
- JAHRL, J.; KRAUS, E. & SEEHOFER H. (2003). Fauna - Leitart Fischotter (*Lutra lutra*), in: Benesch A. (in Vorb.): LIFE-Projekt Lebensraum Huchen. Spezieller Managementplan.
- JAHRL, J. & BODNER, M. (2003): Grundlagen für die Wiedervernetzung österreichischer Vorkommen des Eurasischen Fischotters (*Lutra lutra* L.). WWF Österreich, Studie 49A und B; 28 bzw. 121 S.
- KNOLLSEISEN, M. (1997). Fischotterkartierung am Tiroler Lech. Unveröffentl. Endbericht, 8pp.
- KNOLLSEISEN, M. (1998). Fischottervorkommen an Donau und March. Forschungsinstitut WWF Österreich, Studie 32, 31pp + Anhänge.
- KRANZ, A. (1995). Verbreitung der bayerisch-böhmisch-österreichischen Otterpopulation (*Lutra lutra*) 1994 in Österreich. BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 9, 49pp.
- KRANZ, A. (1999). Fischotterkartierung 1999 - Niederösterreich und angrenzende Regionen. Unveröffentl. Endbericht, 5pp + Anhänge.
- KRANZ, A. (2000). Zur Situation des Fischotters in Österreich: Verbreitung – Lebensraum – Schutz. Bericht BE-177 des Umweltbundesamt, 41pp.
- KRAUS, E. (1981). Untersuchungen zu Vorkommen, Lebensraumanspruch und Schutz des Fischotters (*Lutra lutra* Linne 1758) in Niederösterreich. Dissertation an der Formal- und Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien, 98pp.
- KRAUS, E. (1986). Steirische Fischotterkartierung 1986. Unveröffentl. Endbericht, 23pp.
- KRAUS, E. (1988). Der Fischotter im Mühlviertel. Vorkommen, Lebensraumanspruch und Schutzmöglichkeiten. In: Das Mühlviertel. OÖ Landesausstellung.
- KRAUS, E. (1991). Biotoperhebung am TÜPL ALLENTSTEIG – Fischotterkartierung. Unveröffentl. Endbericht, 18pp.
- KRAUS, E. (1997). Fischotter-Kartierung Vorarlberg 1995. Vorarlberger Naturschau 3, 9-46
- KRAUS, E. & JAHRL, J. (2001). Fischotter-Kartierung Nordburgenland 1997-2000. Unveröffentl. Endbericht, 45pp.
- SACKL, P.; ILZER, W. & KOLMANITSCH, E. (1996). Historische und aktuelle Situation des Fischotters (*Lutra lutra*) in der Steiermark. Forschungsbericht Fischotter 3. Forschungsinstitut WWF Österreich, 14, 4-25.
- SIEBER, J. & BRATTER, F. (1991). Vorarbeiten für den Versuch der Etablierung eines Fischotterbestandes in der Unteren Lobau. Unveröffentlicht, 31pp.
- WIESER, A. (1993). Fischottervorkommen in Kärnten zwischen 1880 und 1992. Diplomarbeit an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Karl-Franzens-Universität Graz, 106pp.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art (im In- und Ausland):

Mag. Michaela Bodner (Europäische Koordinatorin der IUCN SSC Otter Specialist Group), Dr. Erhard Kraus (Amt d. NÖ Landesregierung, Abtlg. WA3 Wasserbau), Mag. Jutta Jahrl (WWF Österreich), Dr. Andreas Kranz (Steirische Landesjägerschaft), Dr. Peter Sackl (Landesmuse-

um Joanneum), Claus Reuther (Aktion Fischotterschutz e.V.), Marcela Roche (Czech Otter Foundation)

14.2 Indikatoren und Schwellenwerte

14.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Fliessgewässerlänge	= 3.000 km (ca. für dreifache Mindestpopulationsgröße)	= 1.500 (für 1,5fache Mindestpopulationsgröße) < 3.000 km	< 1.500 km
Gewässergüte	= 90% der Gewässerabschnitte in Güteklasse 1 und 1,5	= 80% < 90% der Gewässerabschnitte in den Güteklassen 1 und 1,5, oder > 20% in Güteklasse 2 und 2,5	> 20% der Gewässerabschnitte in Güteklasse 3 oder 3,5
Flussmorphologie	= 80% der Gewässer(längen) in Stufe I nach WRRL	= 70% der Gewässer(längen) in Stufe I oder II oder III nach WRRL	> 30% der Gewässer(längen) in Stufe IV und V nach WRRL
Fischregion	> 50% der Gewässerabschnitte in Barben- und/oder Brachsenregion oder zahlreiche mesotrophe Stillgewässer ¹⁴ im Flusseinzugsgebiet	> 50% der Gewässerabschnitte in Barben- und/oder Brachsen- und Äschenregion oder > 50 % in der Forellenregion aber zahlreiche Stillgewässer im Flusseinzugsgebiet	= 50% der Gewässerabschnitte in der Forellenregion und wenige mesotrophe Stillgewässer im Einzugsgebiet
Populationsindikatoren	A	B	C
Nachweis der Anwesenheit ¹⁵	= 70% Fundpunkte positiv	< 70 = 30% Fundpunkte positiv	< 30% Fundpunkte positiv

14.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben den Erhaltungszustand B

Einzelne Natura 2000-Gebiet werden in der Regel nicht die Größe für eine lebensfähige Fischotterpopulationen aufweisen. In diesem Fall ist der Erhaltungszustand des Fischotters im Natura 2000-Gebiet mit C einzustufen.

14.3 Bewertungsanleitung

14.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Zusammenführung der Habitatindikatoren:

¹⁴ Methode: Auswertung von Flugbildern oder Karten sowie Felderhebung; Berechnung: Vielzahl von vorhandenen Stillgewässern bedeutet Aufstufung der Einstufung aus Fließgewässern in nächste Stufe.

¹⁵: Anteil positiver Fundpunkte gemessen an allen untersuchten Kontrollpunkten (in %).

Wenn Fließgewässerlänge = C, dann Erhaltungszustand Habitat = C

Sonst gilt:

Bei ausschließlicher Vergabe der Wertstufen A und B ist die Gesamteinstufung für:

$$3A + 1B = A$$

$$2A + 2B = B$$

$$1A + 3B = B$$

Bei ausschließlicher Vergabe der Wertstufen A und C ist die Gesamteinstufung für:

$$3A + 1C = B,$$

$$1A + 3C = C,$$

$$2A + 2C = C$$

Bei ausschließlicher Vergabe der Wertstufen B und C ist die Gesamteinstufung für:

$$2B + 2C = C,$$

sonst gilt der überwiegend vergebene Wert.

Wenn alle 3 Wertstufen vergeben wurden, ist die Gesamteinstufung für:

$$1A + 1B + 2C = C,$$

sonst B.

Zusammenführung summarischer Habitatindikator + Populationsindikator: Es wird immer die schlechtere Bewertung für die Gesamtbewertung übernommen

14.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulation

15 1361 LYNX LYNX (LINNAEUS, 1758)

15.1 Schutzobjektsteckbrief

Deutscher Name: Luchs

Synonyme: Felis lynx

15.1.1 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Mammalia, Carnivora, Felidae

Zu den Verwandten des Eurasischen Luchses zählen der Pardelluchs (*Lynx pardinus*, Iberische Halbinsel), der Kanadaluchs (*Lynx canadensis*) und der Rotluchs (*Lynx rufus*, beide Nordamerikanischer Kontinent).

Merkmale: Der Eurasische Luchs ist der größte Vertreter seiner Familie. Er erreicht eine Schulterhöhe von 50 bis 70 cm und eine Kopf-Rumpf Länge von 80 bis 120 cm und ist damit für eine Katze auffällig hochbeinig.

Das Gewicht kann bis zu 35 kg betragen, liegt jedoch bei Männchen („Kuder“) im Durchschnitt bei 20 bis 25 kg und bei Weibchen („Katze“) zwischen 17 und 20 kg. Neben der Hochbeinigkeit gehören zu den besonders charakteristischen Merkmalen des Luchses der etwa 20 cm lange Stummelschwanz mit einer schwarzen Spitze, die bis zu 4 cm langen Haarbüschel („Pinsel“) auf den Ohren und ein kleiner Kopf mit rundem Gesicht und einem ausgeprägten Backenbart.

Die Färbung des Luchses reicht von bräunlich-grau bis braunrot, die Musterung des Felles erstreckt sich von ungefleckten Tieren bis zu solchen mit deutlichen, mehr oder weniger schwarzen Flecken. Die jeweilige Ausprägung der Fleckenzeichnung kann zur individuellen Identifikation herangezogen werden.

15.1.2 Biologie

Nahrung: Luchse sind reine Fleischfresser. Ihr Nahrungsspektrum ist vielfältig und reicht von Kleinsäugetern, kleinerem Haarraubwild und Vögeln bis zu größeren Schalenwildarten. An Beutetieren wird jeweils genommen, was in größerer Dichte vorhanden ist. So können in den borealen Wäldern die Anteile an Hasen und Rauhfußhühnern in der Luchsnahrung deutlich über 50 % liegen. In weiten Teilen seines Vorkommens ist die kleinste anwesende Schalenwildart die Hauptbeute. In unseren Breiten ist daher meist das Rehwild die bevorzugte Beute des Luchses, in geringerem Ausmaß auch die Gämse. Kommt Rotwild vor, wird es bejagt. Vom Luchs gerissen werden hauptsächlich Kälber und einjährige Tiere. In der Kulturlandschaft kommt es immer wieder vor, dass Luchse auch kleinere Haustierarten wie Schafe oder Ziegen töten.

Jagdweise und Beutenutzung: Der Luchs ist ein Pirschjäger. Er geht meist in der Dämmerung oder Nacht auf Jagd, doch sind Aktivitäten am Tag nicht selten. Unter Ausnutzung der Deckung versucht der Luchs an ein potenzielles Beutetier so nah als möglich heranzukommen, bis er es mit wenigen Sprüngen bzw. einem kurzen Sprint erreichen kann. Er zieht es mit den Vorderpranken zu Boden und setzt den Tötungsbiss im Bereich des Halses. Kleinere Beutetiere werden auch mit Nackenbiss getötet.

Luchse benötigen ca. 1-2 kg Fleisch pro Tag. Sofern sie nicht nachhaltig gestört werden, kehren Luchse an den Kadaver eines größeren Beutetieres mehrmals zurück. Der Verzehr eines Rehs dauert daher rund fünf Tage. Der Jahresbedarf eines Luchses liegt etwa bei 50 bis 60 Rehen oder Gämsen.

Reproduktion: Die Geschlechtsreife wird bei Luchsen mit zwei (Weibchen) und drei Jahren (Männchen) erreicht. Die Paarungszeit liegt im Spätwinter (Februar/März), die Tragzeit dauert

rund 70 Tage. Ende Mai, Anfang Juni bringt die Luchsin 1 - 4 Junge zur Welt, in der Regel liegt der Nachwuchs bei zwei Jungluchsen. Der Wurfplatz befindet sich durchwegs in unzugänglichem Gelände und vor Feuchtigkeit geschützt in Felsnischen, kleinen Höhlen oder unter umgestürzten Bäumen.

Die Jungluchse sind die ersten zwei Lebenswochen blind. Der Wurfplatz wird nach etwa zwei Monaten verlassen, ab diesem Zeitpunkt fressen die Jungluchse auch schon Fleisch an den Beutetieren der Luchsin, werden aber noch bis in den Herbst zusätzlich gesäugt. Die Jungen werden bis zur nächsten Paarungszeit, also rund 10 Monate, geführt, danach müssen sie das Streifgebiet der Mutter verlassen und sich selbst ernähren.

15.1.3 Autökologie

Der Eurasische Luchs gilt als eine ausgesprochen waldbewohnende Art. Als Pirschjäger ist er auf einen deckungsreichen Lebensraum angewiesen. Dennoch zeigt der Luchs in der Wahl seines Lebensraumes eine große Variationsbreite. Sie reicht von reinen Nadel- oder Laubwäldern bis zu Mischwäldern, von lichten Taigawäldern bis Buschsteppen. Wesentlich sind Größe und Strukturierung von Waldgebieten, stark gegliedertes Gelände und ein gewisser Anteil von Felspartien sind als Rückzugsgebiete für den Luchs wichtig. Seine große Anpassungsfähigkeit ermöglicht dem Luchs jedoch auch gute Lebensmöglichkeiten in stärker vom Menschen beeinflussten Landschaften mit geringerem Waldanteil.

In Österreich sind alle größeren, zusammenhängenden Waldgebiete prinzipiell als Luchslebensraum zu werten. Luchse nutzen die alpine Landschaft von den Talböden bis in den Bereich der Waldgrenze. Dabei kommt dem Ostalpenraum mit insgesamt niedrigeren Gipfelhöhen und einem höheren Bewaldungsanteil größere Bedeutung zu.

15.1.4 Populationsökologie

Luchse sind Einzelgänger, und bewegen sich in ihrem Lebensraum innerhalb deutlich abgegrenzter Territorien. Die Reviere der Männchen (90-350 km²) sind meist wesentlich größer als die der Weibchen (65-270 km²) und umfassen in der Regel die Gebiete von einem oder mehreren Weibchen. Dabei werden die Territorien „exklusiv“ genutzt, d.h. die Wohngebiete gleichgeschlechtlicher Tiere überlappen sich nicht, bzw. nur in geringem Ausmaß. Die Größe der Territorien hängt von der Charakteristik des Lebensraumes, vor allem aber vom vorhandenen Nahrungsangebot ab. Diese Form der Raumnutzung verbunden mit der Jagdstrategie in Abhängigkeit von der Beutedichte bringt mit sich, dass Luchse immer „selten“ bleiben. Die Luchsdichten liegen allgemein bei etwa 1 - 3 Tieren/100 km². Aus den Schweizer Daten ergibt sich ein Raumanspruch von rund einem Luchs/100 km², Untersuchungen aus Slowenien zeigen eine ähnliche Größenordnung.

Junge Weibchen suchen sich ihr Revier meist in der Nähe der Mutter, junge Luchsmännchen wandern weiter ab. Verglichen mit Braunbär oder insbesondere dem Wolf scheint die Besiedlung neuer Gebiete durch den Luchs jedoch deutlich langsamer zu erfolgen.

Zu den natürlichen Feinden des Luchses zählt nur der Wolf. Es scheint ein Antagonismus zwischen Wolf und Luchs zu bestehen: wo Wolfsbestände zunehmen nimmt meist in der Folge die Luchsdichte ab. Jungluchse können gelegentlich auch von kleineren Beutegreifern genommen werden. Der wesentlichste Feind und Konkurrent des Luchses, besonders in den Kulturlandschaften Mitteleuropas, ist der Mensch. Wilderei und Verkehrsunfälle gehören hier zu den dominierenden Mortalitätsfaktoren.

Allgemein liegt die größte Mortalität in einer Luchspopulation bei Jungtieren in den ersten beiden Lebensjahren. Schweizer Untersuchungen haben gezeigt, dass etwa 50 % der Jungtiere noch vor der Trennung von der Mutter zumeist an natürlichen Ursachen sterben. Von den Überlebenden verenden noch weitere Jungluchse, nachdem sie sich von der Mutter getrennt

haben. Hier kommt sowohl natürliche Mortalität infolge Unterernährung und Krankheiten zum tragen, als auch menschlich bedingte Mortalität, v.a. infolge von Verkehrsunfällen.

15.1.5 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Das geschlossene Verbreitungsgebiet des Eurasischen Luchses reicht von Skandinavien über Russland bis nach Ostsibirien, davon nach Süden bis in die zentralasiatischen Gebirgszüge (Tibet, Kaschmir, Afghanistan, Pakistan). Ein größeres Vorkommen liegt im Gebiet des Kaukasus, die Mittel- und Osteuropäischen Vorkommen sind in mehrere Populationen aufgesplittert.

Europa: War einst nahezu ganz Europa von Luchsen besiedelt, so ist die Verbreitung des Luchses durch menschliche Verfolgung und Lebensraumverlust während der letzten Jahrhunderte radikal geschrumpft. Größere Bestände konnten sich nur im Karpatenbogen und in nord-europäischen Ländern halten, ein kleinerer Bestand überlebte am südlichen Balkan.

Die aktuelle Situation in Europa zeigt die besten Luchsbestände in Skandinavien (ca. 2.400 Individ.), den Baltischen Staaten inkl. Polen (ca. 1.700 Individ.) und in den Karpathen (ca. 2.350 Individ.).

In Mitteleuropa wurde der Luchs während der letzten 30 Jahre mit unterschiedlichem Erfolg in mehreren Ländern wiederangesiedelt. Daraus entwickelten sich Populationen in den Schweizer Alpen (ca. 100 Individ.) und im schweizerisch-französischen Jura (ca. 130 Individ.), in Slowenien (ca. 80 Individ.) und Kroatien (ca. 60 Individ.). Die wieder angesiedelte Population in Tschechien (ausstrahlend nach Deutschland und Österreich) wird auf rund 100 Individuen geschätzt.

In den derzeitigen 15 EU Ländern liegt mit über 90 % des Bestandes (rd. 1.800 Individ.) das Hauptvorkommen in den Skandinavischen Ländern Schweden und Finnland. Die restlichen Individuen verteilen sich auf kleine Populationen in Mitteleuropa (Frankreich, Italien, Deutschland, Österreich).

Durch die Erweiterung der EU 2004 um 10 ost- und südosteuropäische Mitgliedsländer erhöht sich der Bestand auf rund 4.400 geschätzte Individuen.

Das Vorkommen des Luchses erstreckt sich innerhalb der EU 15 über 5 biogeographische Regionen (alpin, atlantisch, boreal, kontinental, mediterran) und 6 Mitgliedsstaaten (Schweden, Finnland, Deutschland, Österreich, Frankreich, Italien).

Österreich: In Österreich lässt sich das Vorkommen des Luchses geografisch in zwei Regionen teilen: den Alpenraum und den Bereich des Böhmerwaldes bzw. das obere Mühl- und Waldviertel.

Böhmerwald – Mühlviertel - Waldviertel

Das Luchsvorkommen in den grenznahen und waldreichen Gebieten des Mühl- und Waldviertels stammt aus einem Wiederansiedlungsprojekt im Nationalpark Sumava in Südböhmen/Tschechien. Hier wurden zwischen 1983 und 1989 insgesamt 17 Luchse freigelassen. In Österreich sind Hinweise auf Luchse seit 1990 mit zunehmender Regelmäßigkeit zu bemerken. Mit dem Beleg von drei toten Jungluchsen im Mühlviertel in den Jahren 1999 und 2000 ist in diesem Gebiet auch die Reproduktion erwiesen. Der Bestand im nördlichen Mühl- und Waldviertel wird auf 5 - 7 Luchse geschätzt.

Alpen

Im Alpenbereich lässt sich die Herkunft der Luchse auf mehrere Quellen zurückführen. In den Jahren 1977 - 1979 wurde im Gebiet der Turrach/Steiermark ein Wiederansiedlungsprojekt durchgeführt, es wurden insgesamt 9 Luchse ausgewildert. Weiters ist davon auszugehen, dass seit Ende der 1980er Jahre einzelne Luchse aus der sich rasch ausbreitenden slowenischen Population zugewandert sind. Das slowenische Luchsvorkommen begründet sich eben-

falls auf einer Wiederansiedlung im Jahre 1973. Ob Luchse aus der „Böhmischen Population“ in südlicher Richtung bereits die Donau überquert haben und in die Alpen eingewandert sind, konnte bislang nicht nachgewiesen werden.

Für die aktuelle Einschätzung der Situation des Luchses im österreichischen Alpenraum ist es wichtig darauf hinzuweisen, dass das Monitoring des Luchses im österreichischen Alpenraum viel mehr eine passive Sammlung von Zufallsbeobachtungen darstellt als ein systematisches Monitoring. So muß ein überwiegender Teil der Hinweise als „unbestätigt“, d.h. nicht von „Luchsfachleuten“ überprüft, eingestuft werden. Daher ergibt sich eine große Bandbreite in der Qualität der Daten und folglich auch in ihrer Interpretation.

Die Luchshinweise aus dem Alpenraum erstrecken sich über die Bundesländer Kärnten, Steiermark, Salzburg, Oberösterreich und Niederösterreich. Die größte Anzahl an Hinweisen kommt aus Kärnten, gefolgt von der Steiermark und Oberösterreich. In Salzburg und Niederösterreich kam bisher nur eine geringe Zahl an Hinweisen zur Kenntnis. Dabei ist der Anteil an „gesicherten“ Nachweisen (Kategorie I und II, vgl. Abschnitt „Kartierung“) in allen Bundesländern gering. Insgesamt ist ein Großteil der Hinweise räumlich und zeitlich nicht eindeutig zuordenbar um auf die längere Anwesenheit eines Luchses zu schließen.

Trotzdem seien die Gebiete mit mehr oder weniger regelmäßigen Hinweisen genannt: In Kärnten sind dies die Karnischen und Gailtaler Alpen, Hohe Tauern/Kreuzeckgruppe und die westlichen Nockberge; in der Steiermark der Bereich um Mürzsteg, Seckauer Tauern, Ennstal und Steirisches Salzkammergut; in Oberösterreich Sengsengebirge und Reichraminger Hintergebirge (NP Kalkalpen) - hier konnten in den letzten Jahren mehrere gesicherte Nachweise erbracht werden; in Salzburg das Gebiet der Osterhorngruppe; im niederösterreichischen Alpenvorland stammt ein gesicherter Hinweis aus dem Gebiet Scheibbs.

Die Analyse der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Hinweise läßt bislang nicht auf die Etablierung einer Luchspopulation in den österreichischen Alpen bzw. größeren Gebieten davon, schließen. Die vorliegenden Hinweise weisen vielmehr auf das Vorkommen einzelner Individuen hin, die über Teile des Alpengebietes verteilt sind.

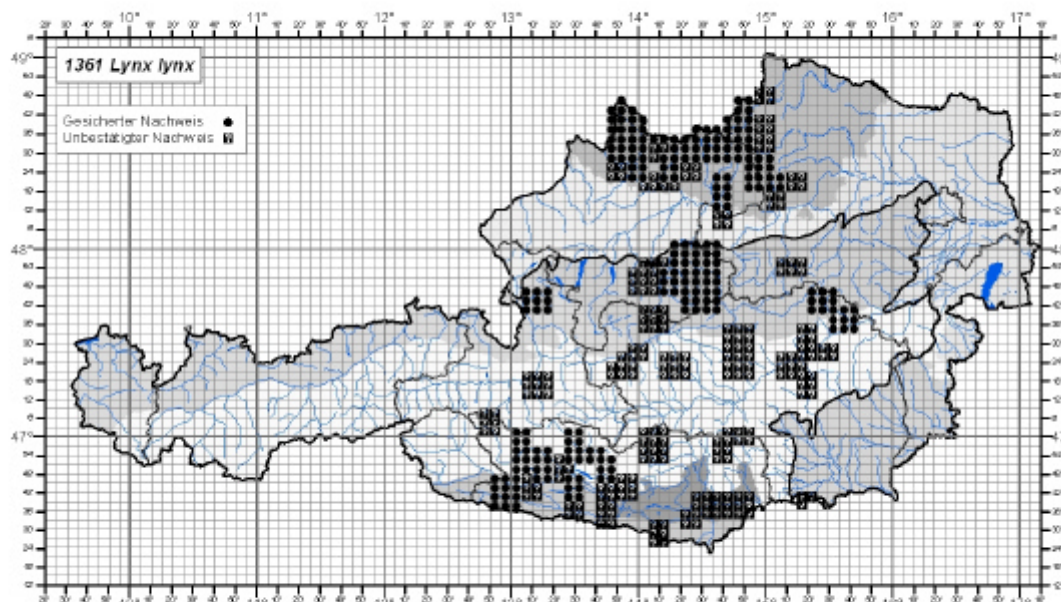
Indizien für eine etablierte Population wären gesicherte Jungennachweise und auch Totfunde von Luchsen. Beides ist rar. Die wenigen Totfunde ergaben sich hauptsächlich in den ersten Jahren nach der Wiederansiedlung: 1980 wurde ein Luchsweibchen gewildert im Metnitztal/Gurktaler Alpen gefunden, 1983 ein Jungluchs bei Friesach und ein älteres Weibchen bei Spittal/Drau verendet aufgefunden. Seither kamen nur zwei weitere Totfunde zur Kenntnis - 1995 wurde auf der Tauernautobahn bei Flachau/Radstädter Tauern ein junges Luchsmännchen überfahren, und 2002 bei Nikolsdorf/Osttirol eine Luchstatze aufgefunden.

Von einigen Jungennachweisen unmittelbar nach der Wiederansiedlung abgesehen, stammt der einzige in den Jahren danach bekannt gewordene Reproduktionsnachweis aus dem Jahr 1993 (Gebiet Turrach).

Aufgrund der Probleme des Monitorings kann die Verbreitung und Populationsgröße im Alpenraum nur sehr schwer abgeschätzt werden. Möglicherweise wird die aktuelle Verbreitung auch unterschätzt. Bezogen auf die räumlichen Distanz der vorliegenden gesicherten Nachweise kann ein Bestand von rund 10 bis 15 Luchsen angenommen werden.

Historisch war der Luchs in ganz Österreich verbreitet. Auch heute findet der Luchs noch fast im gesamten Alpenraum Österreichs geeigneten Lebensraum. Wichtig für die Lebensmöglichkeiten des Luchses sind ruhige Rückzugsgebiete (z.B. zusammenhängende Waldflächen) und eine entsprechende Ernährungsbasis. Beide Bedingungen wären ausreichend gegeben. Der wesentliche Faktor ist jedoch die Akzeptanz des Menschen gegenüber dem Luchs bei gelegentlich vorkommenden Schäden bei Haustieren und als Jagdkonkurrent bei Schalenwild.

Außerhalb des Alpenraumes sind in Österreich größere Waldgebiete nicht mehr vorhanden. Das Luchsvorkommen im Mühl- und Waldviertel ist in Zusammenhang mit den angrenzenden Waldflächen in Tschechien und Bayern (v.a. Böhmerwald, Bayerischer Wald) zu sehen.



Stand: März 2004

umweltbundesamt

15.1.6 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: LR (LC) - Lower Risk (Least Concern)

Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Gefährdungskategorie 0 (ausgestorben, ausgerottet oder verschollen)

Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens: Gefährdungskategorie 2 (stark gefährdet)

Schutzstatus: Europa: FFH-Richtlinie Anhang II

Österreich: Luchs gilt in allen Landesjagdgesetzen als jagdbares Wild, jedoch ganzjährig geschont; in den Bundesländern Vorarlberg und Salzburg ist er auch im Naturschutzgesetz angeführt.

Entwicklungstendenzen: Anfang des 19. Jahrhunderts ließ sich der Luchs noch in vielen Gebirgszügen des österreichischen Alpenraumes nachweisen. In der Folge brach der Bestand rasch zusammen, die letzten Nachweise stammen aus dem Zeitraum um 1870. Neben einer starken Veränderung des Lebensraumes durch Waldrodung und Ausdehnung der landwirtschaftlichen Nutzung lag der Grund für die Ausrottung des Luchses eindeutig in der direkten Verfolgung durch den Menschen. Die Hauptmotive waren zum einen die Furcht vor Schäden an Haustieren, andererseits wurde der Luchs als Jagdkonkurrent nicht geduldet.

Erste Hinweise auf eine neuerliche Anwesenheit des Luchses in Österreich stammen aus dem Jahr 1956, in der Folge aus den Jahren 1965 und 1969. Vermutlich wanderten einzelne Tiere aus der autochthonen Population in der Slowakei über die Kleinen Karpaten und Mähren bis in den Nordosten und Norden von Niederösterreich. Auch in den folgenden Jahren gab es im

Waldviertel immer wieder vereinzelte Hinweise auf die Anwesenheit eines Luchses. Ihre Spuren verloren sich jedoch immer wieder. In einem Fall liegt ein eindeutiger Hinweis auf die Erlegung eines Luchses vor.

Nach etwa 100 jähriger Abwesenheit kehrte der Luchs durch ein Wiederansiedlungsprojekt in die österreichischen Alpen zurück. Im Gebiet der Turrach/Gurktaler Alpen wurden zwischen 1976 und 1979 neun Luchse (6 Männchen, 3 Weibchen) freigelassen. Die in den folgenden Jahren dokumentierten Hinweise zeigen eine Abwanderung der Luchse in verschiedene Richtungen. Diese Ausbreitung schien jedoch eher einem Zerstreungsmuster als einer Besiedlung des Gebietes zu gleichen. Der Schwerpunkt der Ausbreitung erfolgte nach Süden. Leider wurde in den folgenden Jahren kein systematisches Monitoring inklusive einer Überprüfung der Hinweise durchgeführt. Die weitere Entwicklung der wiederangesiedelten Luchspopulation kann daher nur sehr bedingt weiterverfolgt werden.

Etwa ab 1990 ist von einer Zuwanderung von einzelnen Luchsen aus der slowenischen Population nach Kärnten bzw. in die italienischen Alpen auszugehen. Darauf weisen übereinstimmend Daten aus Slowenien, dem Nordosten Italiens und Kärnten hin. Die Zuwanderung erfolgt über die auch von den Bären bekannte Migrationsroute über die Julischen Alpen in die Karawanken und Karnischen Alpen. Es ist davon auszugehen, dass es sich bei den Zuwanderern vornehmlich um männliche Tiere handelte. Sowohl in Kärnten als auch im grenznahen italienischen Raum fehlen Jungennachweise und in Slowenien wurden reproduzierende Weibchen erst in den Julischen Voralpen nachgewiesen. Diese Zuwanderung stagnierte jedoch nach wenigen Jahren, die Luchshinweise im Nordwesten Sloweniens zeigten wieder eine stark rückläufige Tendenz.

Der aktuelle Wissensstand über das Vorkommen des Luchses lässt auch 25 Jahre nach der Wiederansiedlung des Luchses in den österreichischen Alpen nicht auf einen gesicherten Luchsbestand schließen. Die Anzahl der Luchsmeldungen stagniert seit einigen Jahren auf niedrigerem Niveau.

Gefährdungsursachen: In Österreich ist der Luchs durch die direkte menschliche Verfolgung ausgerottet worden. Heute ist der Luchs in allen Landesjagdgesetzen als ganzjährig geschonte Wildart angeführt. Trotzdem kann der illegale Abschuss nicht ausgeschlossen werden. Der illegale Abschuss von Luchsen ist in nahezu allen europäischen Luchsvorkommen das wesentliche Problem in der Populationsentwicklung. In Österreich sind illegale Abschüsse teilweise bekannt (1983 Metnitztal, 1960er Jahre Waldviertel) bzw. sind seit der Rückkehr des Luchses immer wieder dahingehende Gerüchte vorhanden.

Als eine Wildtierart, die große Lebensräume benötigt, ist der Luchs besonders durch die laufende Fragmentierung der Landschaft durch Siedlungsentwicklung und Verkehrswegebau gefährdet. Die Gefährdung besteht zum einen für ein Tier direkt durch den Straßenverkehr und weiters durch Barrierenwirkung der Infrastruktur, insbesondere des höherrangigen Straßen- und Schienennetzes. Die Durchlässigkeit dieser Barrieren ist für die zukünftige Entwicklung einer österreichischen Luchspopulation von entscheidender Bedeutung.

Artenschutzmaßnahmen: Zur Unterstützung und Weiterentwicklung der Situation des Luchses in Österreich (hauptsächlich Einzeltiere, keine etablierte Population) wäre eine gezielte Bestandesstützung durch die Freilassung zusätzlicher Tiere sicher eine geeignete Maßnahme. Allerdings besteht beim Luchs, wie bei Großraubwild allgemein, die Erfahrung, dass Wiederansiedlungsprojekte in der Bevölkerung deutlich skeptischer gesehen werden als die natürliche Zuwanderung von Tieren. Daher wäre eine Wiederbesiedlung durch selbständige Zuwanderung vorzuziehen. Um dafür günstige Voraussetzungen zu schaffen, wären entsprechende Maßnahmen in der slowenischen Population notwendig. Darunter fielen keine Freigabe offizieller Abschüsse und insbesondere die Eindämmung illegaler Abschüsse. Weiters ist die Erhaltung bzw. Schaffung einer geeigneten Vernetzung bestehender Lebensräume von höchster Bedeutung.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Die aktuellen und potenziellen Lebensräume des Luchses in Österreich stellen eine Kulturlandschaft dar. Das Zusammenleben von Luchs und Mensch bedarf daher einer Reihe von Maßnahmen, um mögliche Probleme zu vermeiden. Neben der Beobachtung von Populationsentwicklung und Verbreitung gehört dazu der Aufbau eines Netzes von Personen mit Kenntnissen über den Luchs, die Beurteilung von Schäden, Schadensabwicklung bzw. deren Vermeidung und eine allgemeine Information der Öffentlichkeit.

Derzeit bestehen zwischen den Bundesländern unterschiedliche Entwicklungsstufen hinsichtlich dieser Managementmaßnahmen. Eine gesicherte Finanzierung dieser Maßnahmen und die Ausarbeitung eines österreichweiten Managementplanes als gemeinsame Richtlinie für den weiteren Umgang mit dem Luchs wäre von großer Dringlichkeit.

15.1.7 Verantwortung

Die österreichischen Alpen, besonders die Ostalpen, stellen innerhalb des Alpenraumes einen der geeignetsten und ausgedehntesten Lebensräume für den Luchs dar. Mit der Besiedlung der potenziellen Lebensräume könnte Österreich einen wesentlichen Beitrag zur Erhaltung dieser Großraubwildart in Mitteleuropa beitragen. Österreich kommt aber auch als (potentielle) Verbindung der bereits bestehenden Population in der Schweiz, in Slowenien und im Böhmisches/Bayrischen Raum eine zentrale Rolle zu.

Es ist davon auszugehen, dass die Fläche der Natura 2000 Gebiete in denen der Luchs angeführt wird, nur wenige Prozent des potenziellen Luchslebensraumes in Österreich ausmachen. Für die Erhaltung bzw. weitere Entwicklung des Luchses in Österreich spielen daher die Natura 2000-Gebiete eine untergeordnete Rolle. Die Bemühungen um Schutz und Management des Luchses müssen daher das gesamte potentielle Verbreitungsgebiet umfassen.

15.1.8 Kartierung

Die Bestandserhebung bzw. das Monitoring des Luchses erfolgt durch die Sammlung von Hinweisen. Diese umfassen Risse (Wild- und Haustierrisse), Fährten, Sichtbeobachtungen, Losungen, Haare und Lautäußerungen. Die Hinweise kommen zum überwiegenden Teil aus der Jägerschaft. Die Sammlung der Hinweise wird von den jeweiligen Landesjägerschaften durchgeführt, mittlerweile in Zusammenarbeit und Ergänzung mit lokalen Institutionen (z.B. IWJ Boku, ÖNJ Haslach/Mühl, NP Kalkalpen, ÖNB Salzburg).

Die Bewertung der Hinweise erfolgt in vier Qualitätsstufen. Diese Einordnung wurde gemeinsam von Experten der Alpenländer (SCALP) erarbeitet, um eine Vergleichbarkeit in der Einstufung von Luchsnachweisen zu erreichen. Die Kategorien wurden wie folgt definiert:

Kategorie 1 - Absolut gesicherte Nachweise: Totfunde, Fotos (z.B. aus Fotofallen), Fänge (z.B. im Zuge von Forschungsprojekten), DNA-Proben (z.B. Haar- oder Kotproben).

Kategorie 2 - Bestätigte Nachweise: Bestätigte Wild- und Haustierrisse (von geschulten Personen besichtigt und bestätigt), bestätigte Losung oder Haare (Luchshaare mikroskopisch bestätigt), fotografierte Fährte (von geschulten Personen bestätigt).

Kategorie 3 - unbestätigte Nachweise: Unbestätigte Wild- und Haustierrisse, Sichtbeobachtungen, Ranzrufe, unbestätigte Fährte.

Kategorie 4 – eindeutig keine Luchsnachweise

Sichtbeobachtungen können bei ausreichend glaubwürdiger Beschreibung in Kategorie 2 gereiht werden.

15.1.9 Wissenslücken

Das wesentliche Problem liegt derzeit in einer systematischen Verbreitungs- und Bestandesdokumentation. Der größte Teil der Nachweise kommt „unbestätigt“ zur Kenntnis (Kat. 3). Die Erfassung und Bestätigung von Nachweisen ist von einer kleinen Anzahl meist privat engagierten Personen abhängig. Große Gebiete können aus diesem Grund auch nicht genauer bearbeitet werden.

Dies betrifft vor allem den Alpenraum. Im Bereich des Mühl- und Waldviertels ist die Bestandesdokumentation aufgrund des kleineren Gebietes und einer größeren Anzahl fachlich kompetenter Personen deutlich besser.

Auf die Notwendigkeit der Erstellung eines österreichweiten Luchs-Managementplanes als notwendige Maßnahme des Artenschutzes wurde schon hingewiesen.

15.1.10 Literatur und Quellen

Allgemeine Literatur:

- BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., ROHNER, C. & BREITENMOSER, U. (Ed.) (1998): The re-introduction of the lynx into the Alps. Proceedings of the 1st SCALP Conference, Engelberg, Switzerland, December 1995. Environmental encounters, No. 38. 157 pp.
- BREITENMOSER, U. 1998. Recovery of the Alpine lynx population: Conclusions from the first SCALP report. Council of Europe, Environmental encounters, No.38: 135-144.
- BREITENMOSER, U. & VON ARX, M. (2004): Status and distribution of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001, KORA-Bericht Nr. 19.
- CORSI, F., SINIBALDI, I., & BIOTANI, L. (1998): Large carnivores conservation areas in Europe: a summary of the Final Report. Bericht des Instituto Ecologia Applicata, Rom. Im Auftrag der Large Carnivore Initiative for Europe. 28 S.
- EIBERLE, K. (1972): Lebensweise und Bedeutung des Luchses in der Kulturlandschaft - dargestellt anhand der Ausrottungsgeschichte in der Schweiz. Mammalia depicta 8, Parey, Hamburg/Berlin.
- MATJUSCHKIN, E.N. (1978): Der Luchs. Wittenberg Lutherstadt, A. Ziemsen Verlag. 160 S.
- MOLINARI-JOBIN, A., MOLINARI, P., BREITENMOSER-WÜRSTEN, C., WÖLFL, M., STANISA, C., FASEL, M., STAHL, P., VANDEL, J.M., ROTELLI, L., KACZENSKY, P., HUBER, T., ADAMIC, M., KOREN, I. & BREITENMOSER, U. (2001): The pan-alpine conservation strategy for the lynx. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention). Nature and environment, No. 130. 20 pp.
- MOLINARI-JOBIN, A. (2003): 2nd conference on the Status and Conservation of the Alpine Lynx Population. 7th to 9th May 2003 Amden, Switzerland. Proceedings. Bern Convention, 52 pp.
- SHAFFER, M. (1987): Minimum viable populations: coping with uncertainty. In: SOULE, M. S. (Ed.): Viable populations for conservation. Cambridge University Press. Cambridge.
- SUNQUIST, M. & F. SUNQUIST (2002): Wild cats of the world. Univ. of Chicago Press. 452 S.

Literatur mit speziellem Österreich-Bezug:

- BUFKA, L. & CERVENY, J. (1996): The lynx (*Lynx lynx*) in the Sumava region, southwest Bohemia. J. Wildl. Re. 1(2): 167-170.
- CERVENY, J. & BUFKA, L. (1996): Lynx (*Lynx lynx*) in South-western Bohemia. Acta Sc. Nat. Brno, 30 (3). 16-33.
- CERVENY, J., KOUBEK, P., BUFKA, L. (2002): Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) and its chance for survival in Central Europe: The case of the Czech Republic; Acta Zoologica Lituanica, Vol. 12, N° 4, ISSN 1392-1657, 362 pp.

- COP, J. (1977): Die Ansiedlung des Luchses (*Lynx lynx L.*) in Slowenien. Z. Jagdwissenschaft, 23: 30-40.
- COP, J. & FRKOVIC, A. (1998): The re-introduction of the Lynx in Slovenia and its Present Status in Slovenia and Croatia. *Hystrix*, 10: 65-76.
- ENGLEDER, T. (2001): Ein Habitatmodell für den Luchs (*Lynx lynx L.*) in der 3-Länder-Region Böhmerwald - veranschaulicht mittels Geographischer Informationssysteme sowie einer ergänzenden Akzeptanzsondierung (Meinungsbild) in der Region. Diplomarbeit, Univ. Wien: 191 S.
- ENGLEDER, T., ZIMMERHACKL, K. & DESCHKA, C. (2001): Der Luchs im Böhmerwald / Mühlviertel. Ein Situationsbericht 2001. ÖNJ Haslach, 6 S.
- ENGLEDER, T. (2004): Der Luchs in Österreich - Böhmerwald, Mühlviertel, Waldviertel; Beitrag zum Tagungsband „Luchsmanagement in Mitteleuropa“, November 2003, Zwiesel, Regierung Niederbayern, Landshut (In Druck).
- FESTETICS, A. (1988): Luchs (*Lynx lynx*). - In: SPITZENBERGER, F. (Hrsg.), Artenschutz in Österreich. Grüne Reihe BMWF, Band 8.
- FESTETICS, A., VON BERG, F.C. & SOMMERLATTE, M. (1980): Die Wiedereinbürgerung des Luchses in Österreich. - Ein Forschungs- und Artenschutzprojekt. In: FESTETICS, A. (ed.): Der Luchs in Europa. Kilda Verlag, Greven: 268-284.
- FORSTNER, M. & WOLF-PETRE, C. (2001): Luchse im wiederbesiedelten Lebensraum der Grenzregion Wald- und Mühlviertel. unveröff. Endbericht im Auftrag des BM für Land- & Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Naturschutzabteilung des Landes NÖ und NÖ Landesjagdverband. 35 S.
- GOSSOW, H. & HONSIG-ERLENBURG, P. (1986): Management problems with the re-introduced lynx in Austria. In: *Cats of the World: Biology, conservation and management*, edited by Miller, S.D. & Everett, D.D. Kingsville, Texas: 77-83.
- HONSIG-ERLENBURG, P. (1984): Zur Winteraktivität eingebürgerter Luchse in einem Kärntner Rotwildrevier 1978-1982. Diplomarbeit, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Boku Wien.
- HUBER, T. (1995): Neues vom Luchs - eine Fährtenuche. *Natur und Land* 81(1): 28-35.
- HUBER, T. (1995): Luchse in Österreich - zurückgebracht und eingewandert. *Stapfia* 37 (Kat. Oberösterreich. Landesmuseums N.F. 84): 269-275.
- HUBER, T. & KACZENSKY, P. 1998. The situation of the lynx (*Lynx lynx*) in Austria. *Hystrix*, 10(1): 43-54.
- HUBER, T., LAASS, J. & ENGLEDER, T. (2001): Present knowledge on the distribution of the lynx (*Lynx lynx*) in Austria. *Hystrix*, Ital. J. Mamm. 12 (2)-2001: 5-11.
- KACZENSKY, P. & HUBER, T. (1994): Wer war es? Dokumentation und Identifikation von Raubtierrissen. Institut für Wildbiologie & Jagdwirtschaft. Hrsg.: Zentralstelle der Österr. Landesjagdverbände. 39 pp.
- KACZENSKY, P. & HUBER, T. (1996): Der Scheinluchs (*Lynx phantoma*). In: *Die Säugetiere Kärntens*, Teil II. Carinthia II, 186/106. Jahrgang. Klagenfurt. S 270-272.
- LAASS, J. (1999): Evaluation von Fotofallen für ein quantitatives Monitoring einer Luchspopulation in den Alpen. Diplomarbeit an der Universität Wien. 76 pp.
- LAASS, J.; RAUER, G.; WÖSS, M.; SCHWARZ, N. & OFNER, M. (2003): Habitatvernetzung für Braunbären in Österreich. Unpubl. Poster auf der Tagung „Lebensraumvernetzung für Wildtiere“, Salzburg, 27.11.2003, organisiert von Österreichische Bundesforste AG, Umweltbundesamt, ASFINAG, Zentralstelle der Landesjagdverbände und WWF Österreich.
- MAJCEN, G. (1998): Luchs (*Lynx lynx L.*) und Wolf (*Canis lupus L.*) in der Steiermark - Verfolgung und Ausrottung. *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark*. Sonderheft, 63 S.
- MOLINARI, P. (1998): The lynx in the Italian South-eastern Alps. *Hystrix* 10: 55-64.

- POLACSEK, K. (1978): Geschichte und frühere Verbreitung des Luchses in Österreich. In: WOTSCHIKOWSKY, U. (Ed.): Der Luchs - Erhaltung und Wiedereinbürgerung in Europa. Beiträge des Symposiums „Luchsgruppe“. Mammendorf.
- RÜDISSER, J. (2001): Der Luchs in Westösterreich? Eine Analyse der ökologischen und anthropogenen Konfliktbereiche einer möglichen Wiederbesiedlung auf Basis eines Geographischen Informationssystems (GIS). Diplomarbeit, Universität Innsbruck. 85 S.
- SPITZENBERGER, F. (2001): Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; (N.S.), 13, 895 pp.
- VÖLK, F.; GLITZNER, I. & WÖSS, M. (2001): Kostenreduktion bei Grünbrücken durch deren rationellen Einsatz. Kriterien – Indikatoren – Mindeststandarts. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Straßenforschung Heft 513.
- WÖFL, M. (2004): Der Luchs in Oberbayern im Jahr 2003 - Verbreitung, Status, Forschung und Öffentlichkeitsarbeit; Bericht im Auftrag des Naturparks Bayerischer Wald und der Regierung der Oberpfalz. Zwiesel, 36 pp.

Wichtige österreichische Datenquellen

Kärntner Jägerschaft, Steirische Jägerschaft, Oberösterreichische Jägerschaft, Salzburger Jägerschaft, Tiroler Jägerschaft (Osttirol), Österreichischer Naturschutzbund, Österreichische Naturschutzjugend Haslach/Mühl, Luchs Homepage Naturschutzjugend Haslach: www.lynx.eu.tt, Nationalpark Kalkalpen

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Augustin Hannes (ÖNB Salzburg), Mag. Böck Christopher (OÖ Landesjagdverband), Dr. Urs Breitenmoser (KORA, Bern), Ing. Briendl Stefan (NP Kalkalpen), Mag. Deschka Christian (ÖNJ Haslach), Mag. Engleder Thomas (ÖNJ Haslach, Univ. Wien), Dipl.-Ing. Erber Josef (Salzburger Jägerschaft), Dipl.-Ing. Forstner Martin (WWN, Büro Wald, Wild, Naturschutz), Dipl.-Ing. Fuchsjäger Christian (NP Kalkalpen), Prof. Dr. Gossow Hartmut (Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Boku Wien), Dipl.-Ing. Huber Thomas (Büro am Berg, Wildtierökologie & Landschaftsplanung), Dipl.-Ing. gozd. Jonozovic Marko (Slovenian Forest Service), Dr. Kranz Andreas (Steirische Jägerschaft), Mag. Laass Jens (Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Boku Wien), Dipl.-Ing. Leitner Horst (Kärntner Jägerschaft), Dr. Martys Michael (Alpenzoo Innsbruck), Molinari Paolo (Wildbiologe, Tarvisio), Dipl.-Ing. Schatz Hubert (Amt der Vorarlberger Landesregierung), Dipl. Biol. Wölfl Manfred (Naturpark Bayerischer Wald), Dr. Zeiler Hubert (Steirische Jägerschaft), Zimmerhackl Karl (ÖNJ Haslach)

15.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Die Angabe von Indikatoren und Schwellenwerten ist für den Luchs derzeit nur eingeschränkt möglich bzw. hat stark theoretischen Charakter. Die heimliche Lebensweise und die geringe natürliche Dichte des Luchses machen es schwierig, objektive wie messbare Parameter zu definieren. Hinzu kommt das Faktum, dass das Überleben dieser großen Raubwildart wesentlich stärker von der menschlichen Akzeptanz abhängig ist, als von naturräumlichen Gegebenheiten.

15.2.1 Indikatoren für die Population

Die große Mobilität der Luchse und die großräumige Lebensraumnutzung bedingen, dass neben den beiden räumlich getrennten Populationen in den Alpen bzw. im Mühl- und Waldviertel eine weitere Untergliederung in Teilpopulationen nicht möglich ist.

Vielmehr müssen die beiden Österreichischen „Populationen“ als Teilpopulationen der ostalpinen Population Italiens, Sloweniens und Österreichs bzw. der Böhmischo-Bayrischen Population Tschechiens, Bayerns und Österreichs gesehen werden.

Aufgrund der weiten Verteilung der Luchse im östlichen und südlichen Alpenraum, der geographischen Gegebenheiten und der geringeren Barrieredichte in diesem Raum ist davon auszugehen, dass zumindest eine Verbindung zwischen den Einzelvorkommen Österreichs sowie zur slowenischen und italienischen Population gegeben ist. Einer etablierten Luchspopulation im österreichischen Alpenbereich kommt als Verbindungsglied zwischen den gesicherten Kernpopulationen der Schweiz und Sloweniens besondere Bedeutung zu.

Die Population im Mühl- und Waldviertel stellt nur einen geringen Anteil an der gesamten Population des Böhmisches-Bayrischen Waldes und ist für sich alleine betrachtet nicht lebensfähig. Wegen der starken Barrierenwirkung des Donauraums ist nicht von einem maßgeblichen Austausch an Tieren zwischen Alpenraum und Böhmischem Gebiet auszugehen.

Die wesentlichen Indikatoren für die Bewertung des günstigen Erhaltungszustandes einer österreichischen Luchspopulation hinsichtlich Populationsdynamik, Verbreitung und Habitatqualität können folgendermaßen beschrieben werden (vgl. RAUER, Teil Braunbär):

Die Luchspopulation im günstigen Erhaltungszustand sollte

1. einen Großteil des potenziellen Verbreitungsgebietes besiedeln.
2. eine für ihren gesicherten Fortbestand ausreichende Größe aufweisen.
3. genügend Möglichkeiten zur Überwindung von Barrieren im fragmentierten Lebensraum vorfinden.

1. Indikator: Besiedlung des potenziellen Lebensraumes

Ein Indikator für den günstigen Erhaltungszustand des Luchses in Österreich wäre der Grad der Besiedlung des potenziellen Lebensraumes. Für die österreichischen Ostalpen liegt zur Zeit nur eine Habitatbewertung (CORSI et al. 1998) vor. Diese bezieht sich allerdings auf Daten aus dem Schweizer Jura, die nur sehr bedingt auf die Situation im Österreichischen Alpenraum übertragbar sind und kann daher nur als Anhaltspunkt für eine Abschätzung des potentiellen Lebensraums sein.

Da die Lebensraumsansprüche von Luchs und Bär sehr ähnlich sind, können aber auch Habitatbewertungen für den Braunbären (RAUER et al. 2001) einen weiteren Anhaltspunkt geben. Ausgewiesene potenzielle Bärenlebensräume sind in jeden Fall auch als für den Luchs geeignet zu bewerten. Für den Westen Österreichs wurde 2000 im Rahmen einer Diplomarbeit (RÜDISSER 2001) eine Habitatbewertung erstellt, die Annahmen dieser Studien konnten jedoch noch nicht überprüft werden, da sichere Hinweise auf eine Anwesenheit von Luchsen aus diesem Raum bislang fehlen.

Eine Habitatbewertung liegt auch für die Region des Böhmerwaldes vor, dessen kleinsten Anteil das Mühlviertel bildet (ENGLEDER 2001). Dabei werden besonders die höhergelegenen, dicht bewaldeten Gebiete als für den Luchs besonders geeignet ausgewiesen. In diesem Fall wird die Habitatbewertung auch durch gesicherte Luchshinweise weitgehend abgesichert.

Aufgrund dieser Habitatbewertungen und der Verteilung der aktuellen Nachweise umfasst der heute maßgebliche Luchslebensraum in den Ostalpen folgende Gebiete: Karawanken, Karnische Alpen, Seetaler Alpen, Gurktaler Alpen, Gailtaler Alpen, Reißbeck- und Kreuzeckgruppe, Niedere Tauern, Glein-, Stub-, Pack- und Koralpe, Nockberge, Eisenerzer Alpen, sowie die Nördlichen Kalkalpen von Osterhorngruppe bis Schneeberg, insgesamt eine Fläche von rund 25.000 km². In Vorarlberg, Tirol und im Westen Salzburgs hat RÜDISSER (2002) weitere 11.000 km² als für den Luchs geeignet bewertet. Da es in diesem Raum im Moment noch keine bestätigten Luchs-Nachweise gibt und auch eine Zuwanderung von Luchsen aus bisher besiedelten Gebieten schwierig erscheint, werden diese westlichen Gebiete vorerst ausgeklammert (vgl. Abb.).

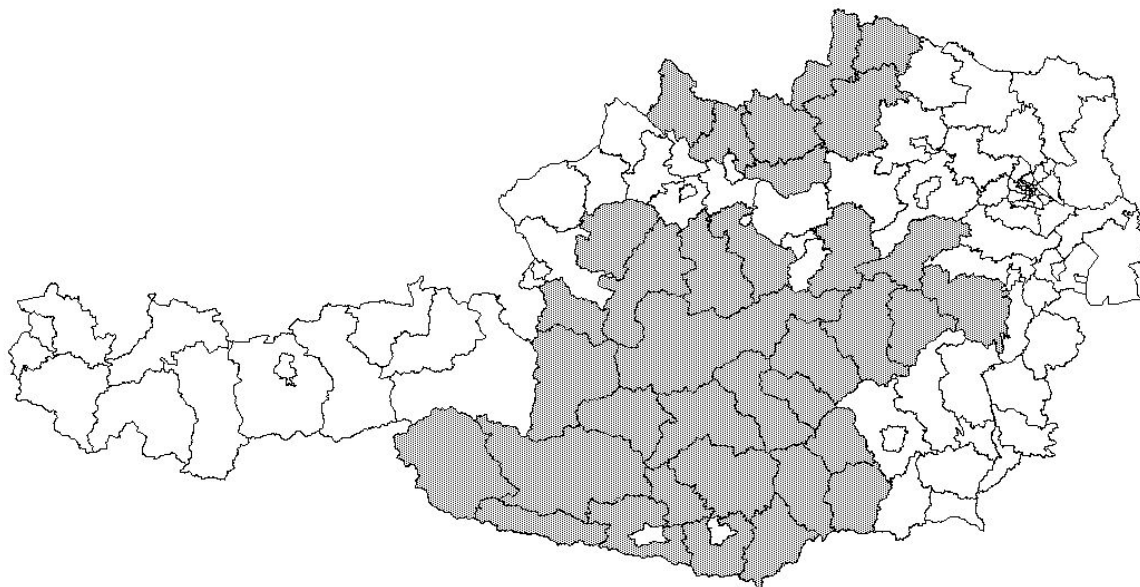


Abb.: Potenzieller Lebensraum für den Luchs. Bezirkskarte Österreichs, in grau eingetragen sind Bezirke mit potenziellem Luchslebensraum.

2. Indikator: Lebensfähigkeit der Population

Die Lebensfähigkeit der Population wäre ein weiterer wesentlicher Indikator für den günstigen Erhaltungszustand einer österreichischen Luchspopulation. Das Konzept der „Minimum Viable Population“ (MVP) versucht die Lebensfähigkeit einer Population über diejenige Populationsgröße zu beschreiben, die unter den gegebenen Bedingungen nötig ist, dass die Population mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% die nächsten 100 Jahre überlebt (SHAFFER 1987). Eine wissenschaftlich-fundierte Berechnung dieser Populationsgröße für den Luchs in Österreich liegt nicht vor, und ist aufgrund fehlender Daten zur Zeit auch nicht möglich. Berechnungen aus Gebieten mit vergleichbaren Lebensräumen sind nicht bekannt.

Auf der Grundlage der potenziellen Lebensräume in den Ostalpen (25 000 km²) und einer durchschnittlichen Dichte von 1-3 Individuen pro 100 km² (SUNQUIST & SUNQUIST 2002), ergäbe dies für den Ost-Alpenraum eine minimale Population bei flächendeckender Besiedlung von rund 250 Luchsen. Eine solche Population kann durchaus als lebensfähig bezeichnet werden und würde einen günstigen Erhaltungszustand von Luchsen in Österreich darstellen.

Derzeit ist das vereinzelt Luchsvorkommen in den Ostalpen in keiner Weise als lebensfähig zu bezeichnen, ein neuerliches Verschwinden des Luchses ist jederzeit möglich.

Die Luchspopulation im Mühl- und Waldviertel kann für sich alleine betrachtet nie eine lebensfähige Population darstellen, da der Lebensraum keinen Platz für eine Population von mehr als 100 Individuen bietet, die für eine langfristig lebensfähige Population als mindestens notwendig angesehen werden.

3. Indikator: Durchlässigkeit der Landschaft

Der dritte Indikator befasst sich mit dem Anteil der Querungsmöglichkeit von Habitatbarrieren in der fragmentierten Kulturlandschaft. Luchse haben große Wohngebiete und sind in der österreichischen Kulturlandschaft zwangsläufig mit einem fragmentierten Lebensraum konfrontiert. Große, dicht besiedelte Talräume und das höherwertige Straßennetz stellen wie auch das Hochgebirge und die großen Flüsse Barrieren für die Wanderbewegungen von Luchsen dar.

Diese Barrieren gliedern die heutige Landschaft Österreichs in Lebensraum-Kompartimente. Luchse müssen die Möglichkeit haben, diese Kompartimente zu verlassen, damit noch nicht besiedelte Bereiche erreicht werden können und der Kontakt innerhalb der Population erhalten bleibt. VÖLK et al. (2001) haben anhand von Autobahnen und Schnellstraßen Lebensraum-Kompartimente für Wildtiere ausgewiesen und Empfehlungen zur Mindestdurchlässigkeit des Straßennetzes für Wildwechsel ausgearbeitet. Dieser Ansatz wird derzeit am Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, weiterverfolgt, wobei auch Bundesstraßen berücksichtigt werden (LAASS et al. 2003). Im Laufe der Arbeiten sollen auch zur Zeit noch vorhandene Querungsmöglichkeiten der aufgezeigten Barrieren dokumentiert und Möglichkeiten zur Sicherung dieser Querungen aufgezeigt werden. Diese Studie kann als Grundlage für die Erfassung der Durchlässigkeit von Habitatbarrieren für Großraubtiere dienen. Gesicherte Angaben darüber, in welcher Dichte Durchlässe notwendig sein werden, um einen kontinuierlichen Austausch zwischen den Kompartimenten zu erhalten, liegen jedoch nicht vor.

Habitatindikatoren	A	B	C
Besiedlung des potenziellen Lebensraums ¹⁶	>80% der Bezirke > 1 Nachweis der Kategorie Q1 oder Q2 pro Jahr pro Bezirk	>50% der Bezirke >1 Q1 oder Q2 pro Jahre pro Bezirk	>30% der Bezirke >1 Q1 oder Q2 pro Jahre pro Bezirk bzw. in grenznahen Bereichen angrenzender Bezirke
Durchlässigkeit der Landschaft	alle Kompartimente sind für Luchse erreichbar und der Wechsel von einem Kompartiment zu den benachbarten Kompartimenten ist direkt oder über den Umweg von maximal einem weiteren Kompartiment möglich	alle Kompartimente sind für Luchse erreichbar und der Wechsel von einem Kompartiment zu den benachbarten Kompartimenten ist direkt oder über den Umweg von maximal zwei weiteren Kompartimenten möglich	nicht alle Kompartimente sind für Luchse erreichbar oder der Wechsel von einem zu den benachbarten Kompartimenten ist nicht immer direkt oder über den Umweg von maximal zwei weiteren Kompartimenten möglich
Populationsindikatoren	A	B	C
Lebensfähigkeit der Population ¹⁷	Nachweis von >75 Individuen (Q1)	Hinweise auf >100 Individuen (Q1-Q3)	Hinweise auf >75 Individuen (Q1-Q3)

¹⁶ Vorgeschlagen wird die Anwendung des derzeit praktizierten Systems der Einteilung von Luchshinweisen in drei Qualitätskriterien (Q 1 bis Q 4, vgl. Abschnitt „Kartierungshinweise“). Die Bewertung der Besiedlung des potenziellen Lebensraumes erfolgt durch die Anzahl von sicheren Luchshinweisen (Q 1 und Q 2) in Quadranten mit gutem Luchshabitat.

¹⁷ Um eine Aussage zur Lebensfähigkeit einer Luchspopulation zu erhalten bzw. diese zu bewerten, sind Populations-schätzungen (Minimum) notwendig. Populationsgrößen können entweder auf einer Zählung von Individuen oder auf einer Hochrechnung von zeitlich-räumlich getrennten Hinweisen. Die Identifizierung von Individuen kann anhand der individuellen Fleckenzeichnung der Luchse oder anhand der DNA (Haare, Kot, Blut) erfolgen.

15.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben den Erhaltungszustand B

Einzelne Natura 2000-Gebiete können für eine lebensfähige Luchspopulation faktisch nicht die ausreichende Größe aufweisen. In diesem Fall ist der Erhaltungszustand des Luchses im Natura 2000-Gebiet mit C einzustufen.

Natura 2000-Gebiete können bei entsprechender Größe und Lage jedoch wichtige Funktionen innerhalb der Wohngebiete von Luchsen erfüllen. Dabei wären vor allem ruhige Rückzugsgebiete mit geringer Infrastruktur jeglicher Art zu nennen, insbesondere für Jungenaufzuchtgebiete trifft diese Funktion besonders zu. Geschützte Landschaftsbereiche in Tallagen können auch bei geringerer Größe eine wichtige Korridorfunktion erhalten.

Das Management einer Luchspopulation in einer Kulturlandschaft muss den gesamten Lebensraum einbeziehen und kann sich nicht auf Natura 2000-Gebiete beschränken.

15.3 Bewertungsanleitung

Die Angabe von Schwellenwerten zur Überprüfung des günstigen Erhaltungszustandes ist für eine Luchspopulation allgemein schwierig. Die heimliche Lebensweise des Luchses bringt mit sich, dass insgesamt wenige Hinweise (Sichtbeobachtungen, Risse, Fährten, Losungen) gefunden und auch gemeldet werden, zusätzlich sind diese nur bedingt zuverlässig, und für ein gesichertes Monitoring eingeschränkt brauchbar. Auch lässt die Anzahl der Luchshinweise aus einem Gebiet nur bedingt Rückschlüsse auf die Anzahl der dort lebenden Tiere zu, da die Meldewahrscheinlichkeit von verschiedensten Faktoren beeinflusst wird (z.B. Anwesenheit kundiger Personen, Dauer der Luchsanwesenheit, Grundbesitzverhältnisse). Ein aktives Monitoring zum Nachweis bzw. zur Abschätzung der Luchsdichte ist aufgrund des großen Verbreitungsgebietes und der geringen Dichte des Luchsvorkommens schwierig, bzw. mit hohem finanziellem und personellem Aufwand verbunden.

Eine jeweilige Einschätzung der Situation bedarf neben den vorliegenden Hinweisen einer Interpretation durch kundige Personen und hat daher einen nicht unerheblichen Ermessensspielraum.

15.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bei der Verknüpfung der Indikatoren werden Indikator 1 (Besiedlung des potentiellen Lebensraums) und Indikator 2 (Lebensfähigkeit der Population) höher bewertet als Indikator 3 (Durchlässigkeit von Barrieren). Die Ausweisung der Gesamtstufe A erfolgt restriktiv.

Indikatoren	Schwellenwerte									
Besiedlung des pot. Lebensraumes	A	B	A	A	A	B	B	B	B	C
Lebensfähigkeit der Population	A	A	A	B	C	B	A	C	C	A-C
Durchlässigkeit von Barrieren	A-B	A-B	C	A-C	A-C	A-C	A-C	A-B	C	A-C
Gesamtindikator	A		B						C	

15.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulation

AMPHIBIEN UND REPTILIEN

Bearbeiter: Mag. Heimo Schedl

16 1166 TRITURUS CRISTATUS (LAURENTI, 1768)

16.1 Schutzobjektsteckbrief

16.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Kammmolch, Nördlicher Kammmolch

16.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Vertebrata, Amphibia, Caudata, Salamandridae

Anmerkungen zu Hybridisierung: WOLTERSTORFF (1923) betrachtete alle europäisch-vorderasiatischen Kammmolche als Vertreter einer Art mit den vier Unterarten *T. cristatus cristatus*, *T. c. carnifex*, *T. c. dobrogicus*, *T. c. karelini*, die sich nach morphologischen Merkmalen mehr oder minder gut unterscheiden lassen. Erst BUCCI-INNOCENTI et al. (1983) sprachen den vier Taxa vollen Artcharakter zu und begründeten dies mit erheblichen cytologischen Unterschieden und eingeschränkter Fertilität von im Labor gezüchteten Hybriden.

Überall wo zwei dieser Arten zusammentreffen, kommt es zu umfangreicher Bastardierung mit Rückkreuzung mit den Elternarten (MAYER 2001). Im Waldviertel, wo offenbar alle drei in Österreich vorkommenden Arten aufeinander treffen, finden sich ein Mosaik von Hybridpopulationen unterschiedlicher Zusammensetzungen (KLEPSCH 1994).

Merkmale: Mittelgroßer, kräftiger Wassermolch; gedrungene Körperform mit breitem Schädel; Weibchen haben geringfügig längere Schwänze (DÜRIGEN 1897), Männchen relativ längere Vorderextremitäten (FACHBACH 1974; NÖLLERT & NÖLLERT 1992).

Färbung und Zeichnung adulter/subadulter Tiere (nach THIESMEIER & KUPFER 2000):

Oberseite: schwarz bis dunkelbraun mit schwarzen Flecken; an den Flanken befinden sich auf der warzigen, rauen Haut zahlreiche weiße Tüpfel; Weibchen haben entlang der Rückenmitte ein hellbraunes bis braunes Band;

Kehle: schwarzgelb marmoriert; durchsetzt mit kleinen, weißen Tüpfeln;

Bauchseite: hellgelb bis rotorange mit scharf abgegrenzten schwarzen Punkten und Flecken unterschiedlicher Größe; die Färbung der stark vor gewölbten Kloake ist bei den Männchen schwarz, ebenso die Schwanzunterseite; bei den Weibchen ist die flachere Kloake entsprechend der Bauchseite gefärbt, ebenso der Saum der Schwanzunterseite bis zur Schwanzspitze;

Wassertracht: Während der Paarungszeit tragen die Männchen einen hohen, auffällig gezackten Kamm entlang der Rückenlinie, der über der Kloake unterbrochen ist (ist bereits bei der Anwanderung zum Laichgewässer zu sehen). Er setzt bereits an der Kopfoberseite zwischen den Augen an und zieht sich bis zum Hinterrücken. Nach einer kurzen Unterbrechung über dem Ansatz der Hinterbeine setzt er sich als gewellter oder schwach gezackter Hautsaum bis zur Schwanzspitze fort. An den Schwanzseiten zieht ein weißbläuliches, perlmuttartiges Band bis zur Schwanzspitze. Die gelborangen Finger und Zehen tragen bei beiden Geschlechtern in Wassertracht schwarze Ringe.

Morphometrie: *T. cristatus* wird mit einer Maximallänge von 200 mm (Weibchen) bzw. 180 mm (Männchen) etwa so groß wie der Alpenkammmolch (*T. carnifex*).

Gesamtlänge (GL):

Salzburg – Weithwörth (SOMMER 1998): Weibchen (n = 179): MW 129,4 +/- 21,2 mm Standardabw.; Männchen (n = 137): MW 119,2 +/- 19,8 mm Standardabw.; Weibchen waren signifikant größer (*t*-Test, $p < 0,0001$).

Niederösterreich (KLEPSCH 1994): *T. cristatus* mit *carnifex*-Allelen

Egelsee: Weibchen (n = 6): 101-132 mm (MW 115 +/- 12,3 mm Standardabw.); Männchen (n = 6): 93-128 mm (MW 112 +/- 12,5 mm Standardabw.); Subadulti (n = 3): 84-109 mm (MW 94,1 +/- 11,4 mm Standardabw.);

Arndorf: Weibchen (n = 4): 126-140 mm (MW 133,5 +/- 5,8 mm Standardabw.); Männchen (n = 1): 117,0 mm

Olmütz (Tschechien, *T. cristatus*): Weibchen (n = 3): 92-119 mm (MW 104 +/- 10,8 mm Standardabw.); Männchen (n = 5): 99,5-107 mm (MW 102,8 +/- 3,1 mm Standardabw.); Subadulti (n = 4): 86-92 mm (MW 89 +/- 4,2 mm Standardabw.);

Kopf-Rumpf-Länge (KRL):

Salzburg – Weithwörth (SOMMER 1998): Weibchen (n = 176): 54-90 mm (MW 73,1 +/- 7,1 mm Standardabw.); Männchen (n = 134): 56-96 mm (MW 70,0 +/- 5,6 mm Standardabw.);

nicht geschlechtsreife Molche 1996 (23 Subadulti, 67 Juvenes) (n = 90): 35-67 mm (MW 45,0 +/- 7,0 mm Standardabw.); Juvenile 1997 (frisch metamorphosierte Molche) (n = 27): 38-48 mm (MW 41,3 +/- 3,0 mm Standardabw.); Weibchen waren signifikant größer als die Männchen (*t*-Test, $p < 0,0001$).

Körpermasse (M):

Salzburg – Weithwörth (SOMMER 1998): Weibchen (n = 176): 3,2-14,5 g (MW 8,3 +/- 2,3 g Standardabw.); Männchen (n = 133): 3,7-10,9 g (MW 7,1g +/- 1,4 g Standardabw.); nicht geschlechtsreife Molche 1996 (21 Subadulti, 67 Juvenes) (n = 88): 1,0-5,8 g (MW 2,3 +/- 1,1 g Standardabw.); Juvenile 1997 (frisch metamorphosierte Molche) (n = 27): 1,3 – 2,5 g (MW 1,7 +/- 0,3 g Standardabw.); Weibchen waren signifikant schwerer als die Männchen (*t*-Test, $p < 0,0001$).

Nicht geschlechtsreife Tiere: besitzen noch kein ausgeprägtes Bauchmuster, oft ist ihre hell-orange Bauchseite gänzlich ohne schwarze Flecken;

Frisch metamorphosierte Molche (Metamorphlinge, Juvenes): Merkmale: Kiemenreste, GL 50-80 mm (NÖLLERT & NÖLLERT 1992) und Gewicht (ca. 2 g; JAHN 1995)

Larven (nach GROSSE & GÜNTHER 1996): Frisch geschlüpfte Larven sind 8-12 mm lang und besitzen an den Kopfseiten je einen Haltefaden oder Balancer, der ein klebriges Sekret absondern kann und mit dem sich die Tiere in den ersten Tagen an submerser Vegetation anheften können. Schwanz und Augen sind gut entwickelt, neben drei Paar äußeren Kiemen sind an der Stelle der späteren Vorderextremitäten nur Stümpfe vorhanden.

Mit 20-25 mm Gesamtlänge haben sie voll entwickelte Extremitäten, mit 30 – 40 mm alle für Kammolche typische Merkmale, v. a. die auffallenden dunklen Flecken auf hellem Grund. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal zu den anderen Molchlarven ist der goldenfarbene Irisring, der schon bei kleinen Larven zu sehen ist.

Eier (nach GROSSE & GÜNTHER 1996): Kammolcheier sind einfarbig gelblich bis weißlich-grün (die der anderen einheimischen Molche sind zweifarbig mit einer oberen hellen und einer unteren dunklen Hälfte). Mit einem Durchmesser von 1,6-2 mm sind sie auch größer als die der anderen heimischen Molcharten. Die umgebende Eihülle ist 4-5 mm lang und 2,5-3,5 mm breit.

Die Eier werden vom Weibchen einzeln abgegeben und vollständig in Pflanzenmaterial gewickelt.

Unterscheidung der drei Arten über morphologisch-anatomische Kriterien:

Der *Wolterstorff-Index* (WI) beschreibt das prozentuelle Verhältnis der Vorderbeinlänge zum Abstand der Vorder- und Hinterbeine. ARNTZEN & WALLIS (1994) konnten jedoch zeigen, dass der WI in 31 % der Fälle zu Fehlbestimmungen führt. Die Anzahl Rippen tragender Wirbel (ARW) lässt eine genauere Bestimmung zu, die Fehlerrate betrug 13,7 %. Mit dem WI lässt sich am besten *T. dobrogicus* von den beiden anderen Arten unterscheiden. Eine tabellarische Zusammenstellung der unterschiedlichen Werte findet sich bei THIESMEIER & KUPFER (2000).

16.1.3 Biologie

Abgesehen von einzelnen jahreszeitlich sehr frühen (Anfang Februar) Funden, setzen regelmäßige Beobachtungen Mitte März ein und enden Ende September. Imagines – Funde im Wasser: Deutliche Häufungsmaxima liegen im Zeitraum Anfang April bis Mitte Juni und Ende August bis Anfang September. Imagines – Funde an Land: Die seltenen Landfunde aus der Zeit von Mitte März bis Mitte September lassen keine besonderen Häufungen erkennen. Gelegentliche Funde und Beobachtungen von Paarungen liegen nicht vor. Larven finden sich von Anfang Juli bis Anfang September, gehäuft ab Mitte August (Auswertung der HFDÖ, CABELA & GRILLITSCH 2001).

Die adulten Kammolche wandern in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen bereits ab Februar zu den Laichgewässern. Diese Anwanderungsphase zieht sich über einen längeren Zeitraum, wobei sich die Einwanderung späterer Individuen mit der Abwanderung einzelner Tiere, die ihre Fortpflanzung schon vollzogen haben, überschneiden kann. Während der Paarungszeit kommt es in den Laichgewässern zu ausgedehnten Balzritualen. Etwa zwei bis drei Wochen nach Aufsuchen des Wassers legt das Weibchen nach erfolgter Aufnahme der Samenmasse (innere Befruchtung!) die etwa 200 bis 400 befruchteten Eier einzeln in der Wasservegetation nahe der Wasseroberfläche ab (GROSSE & GÜNTHER 1996). Dabei presst es seine Kloake beispielsweise auf ein Blatt einer submersen Pflanze und faltet dieses mit den Hinterbeinen so zusammen, dass das Ei vollständig umschlossen ist. Diese Art der Eiablage ist als Schutz vor Räubern anzusehen. In Versuchen mit eingewickelten und nicht eingewickelten Eiern waren letztere alle schon nach wenigen Tagen gefressen (MIAUD 1994). Allgemein kann sich der Zeitraum der Eiablage eines Weibchens über mehrere Wochen erstrecken. 12 bis 18 Tage nach der Eiablage schlüpfen die Junglarven, die sich in Abhängigkeit von den Temperatur- und Nahrungsbedingungen innerhalb von 2 bis 4 Monaten bis zur Metamorphose entwickeln (GROSSE & GÜNTHER 1996). Von den einheimischen Molchen sind die Kammolchlarven am besten an das Leben im Freiwasser angepasst. Nach einer mehr an das Substrat gebundenen Anfangsphase nach dem Schlupf orientieren sich die voll ausgewachsenen Larven mehr und mehr im Freiwasser. Ihr bevorzugter Aufenthaltsort dürfte in lockeren Pflanzenbeständen im nicht zu flachen Uferbereich liegen. Nähert sich die Metamorphose gehen die Larven mehr zum Bodenleben über (SZYMURA 1974). Durch diese Lebensweise sind die Larven im Gegensatz zu denen des Teichmolches einem höheren Feinddruck durch Fische ausgesetzt.

Das durchschnittliche jährliche Wachstum (Herbst 1996 bis Herbst 1997) individuell unterschiedener Adulti aus Salzburg betrug bei den Männchen 4 mm (+/- 3 mm, n=13), bei den Weibchen 4 mm (+/- 4 mm, n=20). Das größte Wachstum wurde für Männchen mit 12 mm innerhalb von fünf Monaten, für Weibchen mit 16 mm innerhalb von sechs Monaten registriert (SOMMER 1998).

Die meisten Kammolche werden mit 2-3 Jahren geschlechtsreif (MIAUD et al. 1993). Das Höchstalter in Gefangenschaft beträgt 27 Jahre (HAGSTRÖM 1977), die Lebenserwartung im

Freiland 16-18 Jahre (HAGSTRÖM 1980; FRANCILLON-VIEILLOT et al. 1990; MIAUD et al. 1993).

Nahrung: Im Wasser stellen neben den Kaulquappen verschiedener Froschlurche Kleinkrebse und Insekten wie deren Larven den Großteil der Beutetiere dar. Über die Nahrung der Kammolche an Land ist wenig bekannt. KUZMIN (1995) nennt Regenwürmer, Nacktschnecken, Insekten und deren Larven, aber auch kleinere Teichmolche. Junge Kammolche dürften sich vor allem von den in der Streuschicht am häufigsten vertretenen Milben (*Acari*) und Springschwänzen (*Collembola*) ernähren, wie es GRIFFITHS (1996) für Faden- und Teichmolche in Wales erwähnt.

Prädatoren: KABISCH & BELTER (1968) erwähnen 19 Vogelarten, bei denen das Fressen von Wassermolchen (*Gattung Triturus*) nachgewiesen wurde. In Westfrankreich wurden besondere Kammolche von der Ringelnatter (*Natrix natrix*) und der Äskulapnatter (*Elaphe longissima*) gefressen (JEHLE & ARNTZEN 2000).

16.1.4 Autökologie

Laich- bzw. Aufenthaltsgewässer (Sommerlebensraum): Von 2419 in Deutschland gefundenen Kammolchgewässern waren etwa die Hälfte natürlich entstandene Weiher und angelegte Teiche. Oft sind Abgrabungen wie Kies- und Tongruben sowie Steinbrüche bedeutende Sekundärhabitats (vgl. SINSCH 1988). Dies wird besonders in den großen Flußauen deutlich. So sind die Kammolchvorkommen in Rheinland-Pfalz zu annähernd 85% auf Abgrabungen beschränkt (VEITH 1996). Auch temporäre Gewässer wie Tümpel oder Gräben werden als Lebensräume genutzt. In naturnahen Auenlandschaften der Flüsse, wie im Leipziger Raum, werden die tieferen Altwasserarme besiedelt (GROSSE 1977, 1980). Weiterhin kann man Kammolche in Torfstichen, Quelltöpfen, Bombentrichtern und in Heideweihern finden. Fließgewässer jeglicher Art und Kleinstgewässer wie Lachen und Fahrspuren werden im Allgemeinen gemieden (GROSSE & GÜNTHER 1996). Immer wieder wird der Kammolch auch in Gartenteichen beobachtet. Obwohl der Kammolch eine Vielzahl von Gewässertypen besiedelt, stellt er relativ hohe Anforderungen an die Habitatqualität der Gewässer. Im Vergleich zu den übrigen einheimischen Molchen bevorzugt er eher größere und tiefere Gewässer, die eine gute Besonnung aufweisen, da die Larven eine hohe Wassertemperatur zur Entwicklung benötigen. Eine gut ausgebildete submerse Vegetation ist für den Kammolch als Versteckmöglichkeit vor Fressfeinden sehr wichtig. Reich strukturierte Gewässerböden mit Totholz, Steinen etc. können diese Funktion z. T. übernehmen. Des Weiteren müssen die Gewässer zumindest fischarm, besser fischfrei sein, da sowohl die Larven als auch die Adulttiere einem starken Prädationsdruck durch Fische unterliegen.

Im Vergleich mit den anderen heimischen Wassermolchen (Teichmolch, Bergmolch) haben Kammolche eine allgemein größere Bindung zum Laichgewässer. Diese äußert sich in einer durchschnittlich längeren Verweildauer im Wasser und einer relativ hohen Anzahl von Jungtieren, die schon vor der Geschlechtsreife das Wasser wieder aufsuchen. In einem Tümpel im Kottenforst bei Bonn bestimmten BLAB & BLAB (1981) im dreijährigen Mittel eine durchschnittliche Verweildauer von 143 Tagen bei männlichen Kammolchen und 137 Tagen für weibliche Tiere.

In Großbritannien gilt als typisches Kammolchgewässer der 500-750 m² große Teich oder Tümpel auf Farmgelände (ATKINS 1998). COOKE et al. (1994) beobachteten in England bei einem Beschattungsgrad von über 20% deutlich weniger Kammolchlarven. Vor allem sollten die südlichen Uferbereiche offen sein. Optimale Bedingungen waren gegeben, wenn die Gewässer weniger als 10 % beschattet waren. FILODA (1981) gibt für Lüchow-Dannenberg (Niedersachsen) an, dass Kammolche höchstens eine Beschattung von 40% der Wasseroberfläche tolerieren. Liegt sie höher, fehlen die Tiere.

Die Besonnung wirkt sich auch positiv auf das Pflanzenwachstum im Gewässer aus. Kammolche besiedeln Gewässer bevorzugt in einem späten Sukzessionsstadium, mit einer ausgeprägten Ufer- und Unterwasservegetation. Diese Strukturen werden vor allem von den mehr im Freiwasser lebenden Larven benötigt, weniger von den Adulten, die sich aber zwischen den Pflanzen verstecken können und dort auch ihre Eier ablegen. Wichtig bei der Wahl der Gewässer ist weiterhin das Verhältnis zwischen geschlossener und freier Wasserfläche. In einer englischen Studie wurde eine Freifläche von durchschnittlich 47 % bestimmt (DENTON 1991). Englische *T. cristatus* bevorzugen eine Vegetationsdichte von 25 – 50 % im emersen Uferbereich und 50 – 75 % im submersen Bereich (OLDHAM 1994).

Landlebensraum:

Die Landlebensräume des Kammolches sind sehr vielgestaltig. Häufig liegen die Sommerlebensräume in unmittelbarer Nähe der Laichgewässer. Sie können aber auch einen Kilometer und mehr vom Gewässer entfernt sein (KUPFER 1998; STOEFER & SCHNEEWEISS 1999). Bevorzugt werden vor allem feuchtes Grünland und Laubwälder, wie Buchen- oder Auwälder. Den Wäldern kommt mit großer Wahrscheinlichkeit neben den Gewässern auch eine hohe Bedeutung als Überwinterungsort für den Kammolch zu. Genauere Untersuchungen zu diesem Teil des Jahreslebensraumes fehlen bisher noch. Als Zufallsfunde werden Kammolche im Winter immer wieder auch in Kellern, Schächten, Schotterkörpern, kleinen Erdhöhlen und ähnlichem gefunden.

Tagesverstecke im Landlebensraum: Bretter, große Steine, Höhlungen unter Wurzeln, Baumstämme, modernde Baumstrünke, Rindenhöhlungen, Holzstapel, Mauerwerk (GROSSE & GÜNTHER 1996).

Bei einer Untersuchung in Bremen hielten sich 37 vom Laichgewässer abwandernde adulte Molche über mehrere Monate verteilt unter alten Zaunpfählen in Gewässernähe auf. Dabei wurden bestimmte Hölzer bevorzugt (JAHN 1995).

Kammolche versteckten sich im schmalen Band zwischen Gewässer und Fangzaun. Bei Wartungsarbeiten am Zaun fand sie Ende Juli / Anfang August 57, z. T. tief eingegrabene Tiere, die erst beim Herausreißen von Grashorsten entdeckt wurden. Bis zu 14 Tage später wurden die Tiere in Regennächten in den nächstgelegenen Fangeimern gefunden (MÜLLNER 1991).

In Westfrankreich hielten sich 34 % in Kleinsäugergängen, 44 % unter der Laubschicht, 13 % unter der Vegetationsschicht auf der Erdoberfläche, 6 % unter Baumstämmen, 5 % in aufgeschichteten Steinhaufen auf (JEHLE & ARNTZEN 2000).

In einer sechsjährigen Untersuchung in Oxford wurden als Aufenthaltsorte der Kammolche bestimmt: 44 % in Laubwaldbereichen, 32 % in Gras- und Buschland, 24 % in Nadelwaldbereichen. Die durchschnittliche Entfernung Landlebensraum – Gewässer lag zwischen 100 und 200 m (LATHAM et al. 1996).

Überwinterungshabitat:

Die Wasserüberwinterung der Kammolche ist schon lange bekannt und wird auch in neueren Werken immer wieder erwähnt, wobei sowohl FELDMANN (1981) für Westfalen als auch VEITH (1996) für Rheinland-Pfalz betonen, dass „ein nicht unwesentlicher Teil“ der Kammolche im Wasser überwintert.

Sehr strenge Winter können den Landüberwinterern enorme Verluste zufügen. Eindrucksvoll sind die Auswirkungen eines außergewöhnlich harten und langen Winters in der Arbeit von STOEFER (1997) aufgezeigt, bei der die Populationsverluste über drei Viertel aller Tiere betrafen. Unter derartigen Umständen würde ein stabiles und genügend tiefes Gewässer sicher bessere Überlebenschancen bieten als die Landüberwinterung.

An Land listen GROSSE & GÜNTHER (1996) folgende Winterquartiere auf: Keller, Bunker, Steinhaufen, altes Mauerwerk, Stollen, Höhlen, Straßentunnel, Teichdämme, 50 cm tief im

Schlamm eines trocken liegenden Teiches; auch wurden Tiere beim Umgraben im Garten gefunden. KUZMIN (1995) nennt morsche Baumstämme, Erdhöhlen, Grotten und Keller als Winterquartiere und betont gleichzeitig, dass Kammmolche oft in Gruppen von bis zu 70 Tieren überwintern. KOWALEWSKI (1974) fand in Polen im Lückensystem eines Schlackehaufens 317 Teich- und 19 Kammmolche in der Überwinterung.

16.1.5 Populationsökologie

Abundanz: Für die Landlebensräume gibt es aufgrund der verborgenen Lebensweise keine Angaben zu Populationsdichten. Für die Laichgewässer lassen sich über die Fangzahlen zu- und abwandernder Tiere Dichteangaben machen.

Salzburg – Weithwörth (SOMMER 1998): Konkrete Fangzahlen am Amphibienzaun zweier neu angelegter Teiche sowie an der Lamprechtshausener Bundesstraße (km 15,8 – 17,2).

Teich 1 (Hauptuntersuchungsgewässer): 1996: Außenkübel – 78 Individuen (35 m, 31 w, 12 juv/subad), Innenkübel (34 m, 38 w, 45 juv/subad); 1997: Außenkübel – 89 Individuen (24 m, 48 w, 17 juv/subad), Innenkübel (97 m, 103 w, 43 juv/subad); Teich 2 (nur Außenkübel): 1996: 22 Individuen 1997: 36 Individuen; Straße: 1996: 2 Individuen, 1997: 2 Individuen;

Brandenburg – Börnicker Feldmark (STOEFER 2001): Folienfangzäune an vier Kleingewässern (1994 bis 2000). Durch Fotografie der Bauchseite wurden seit 1995 über 6500 Kammmolche individuell erfasst.

Geschlechterverteilung: Das Verhältnis Männchen zu Weibchen lag zwischen 1,7(1,8-2,5) : 1 im Kottenforst bei Bonn (BLAB 1986) und 1 : 1,86 an einem Schutzzaun in Berlin – Friedrichsfelde (SCHONERT) (nach GROSSE & GÜNTHER 1996).

Populationsbestimmende Faktoren und Populationschwankungen: Klimatische Faktoren wie z. B. extrem harte Winter können zu rapiden Bestandsrückgängen führen (STOEFER 2001). Dabei war die Höhe des Rückgangs abhängig von der Entfernung der Laichgewässer zu geschützten Winterquartieren.

Periodisches Austrocknen der Gewässer – am günstigsten erst nach der Metamorphose der Larven – trifft die Prädatoren. Das jeweilige starke Ansteigen des Reproduktionserfolges nach Durchfrieren bzw. Austrocknen der Gewässer schildert STOEFER (2003). Für Populationen nicht permanenter Gewässer führen sehr trockene Jahre zu totalen Emergenzausfällen.

In mehrjährigen Populationsstudien zeigten die Bestände zum Teil erhebliche Schwankungen (ARNTZEN & TEUNIS 1993; BAKER 1999; GLANDT 1982; HAGSTRÖM 1979).

Fortpflanzungserfolg: Wie HORNER & MACGREGOR (1985) zeigten, ist das Chromosom 1 bei allen vier Kammmolcharten für eine merkwürdige Erscheinung verantwortlich. Sind die beiden Chromosomen identisch gestaltet (homomorph), entwickeln sich 50 % der Embryonen nicht über das Schwanzknospenstadium hinaus und sterben ab. Nur bei heteromorpher Ausprägung entwickeln sich die Embryonen ohne Verzögerung.

Niedere Eizahlen pro Weibchen (200-400, Extremwerte 50-700; GROSSE & GÜNTHER 1996), Letalfaktor und schließlich die Prädation an Eiern und Larven führen zu einer relativ geringen Emergenz (Reproduktionserfolg in Form metamorphosierter Jungtiere). KUPFER (1996) erhob eine durchschnittliche Emergenzrate von 3,6 %, sehr niedere Werte erhielten JAHN (1995) mit < 0,01 % und MÜLLNER (1991) mit 0,05 %.

Vergesellschaftung: Gewässer mit Kammmolchvorkommen zeichnen sich meist durch eine hohe Artenvielfalt anderer Amphibien aus.

z. B. Salzburg – Weithwörth (SOMMER 1998): elf weitere Amphibienarten (*T. vulgaris*, *T. alpestris*, *H. arborea*, *B. bufo*, *R. temporaria*, *R. dalmatina*, *B. variegata*, *S. salamandra*, Wasserfrösche (vermutlich alle drei Arten);

Wanderungen: Die Länge der zurückzulegenden Strecke zwischen Landlebensräumen und Laichgewässer wird von der umgebenden Landschaft beeinflusst. Viele Gewässer dürften geeignete Qualitäten hinsichtlich Unterschlupf, Nahrungsangebot und Überwinterung im engeren Umfeld aufweisen, bei anderen liegen diese in weiterer Entfernung, manchmal auch von Straßen abgetrennt.

Orientierungsmechanismen: Bei der Orientierung im Raum spielen sehr wahrscheinlich eine Reihe von Faktoren, in Abhängigkeit von Tag und Nacht, dem Klima und der Landschaftsstruktur eine Rolle. Dabei können sowohl Himmelskörper (Mond, Sterne, Sonne) als auch das Magnetfeld der Erde als Orientierungspunkte dienen. Weiterhin sind die visuelle und geruchliche Orientierung entscheidende Hilfen. Bergmolche können den Geruch ihrer Heimatgewässer erkennen. Werden die Tümpel geruchsfrei abgedeckt, verlieren die Molche die Orientierung (JOLY & MIAUD 1993). Aus dem Wasser genommene Molche orientieren sich auf einer schiefen Ebene immer abwärts. Sie können auch gerichtet Orte mit hoher Feuchtigkeit ansteuern (CZELOTH 1931).

Anwandern zum Gewässer: Die ersten Tiere wandern im Februar, wenn die Abendtemperaturen nicht mehr unter 5°C fallen und zudem ausgiebige Regenfälle zu verzeichnen sind. Die Massenwanderung Mitte März erfolgt im Anschluss an eine längere Kälteperiode, verbunden mit einer Reihe aufeinander folgender Regennächte.

Bei einer Untersuchung in Brandenburg erfolgten die Wanderungen von den Winterquartieren zu den Laichgewässern in deutlich bevorzugten Bereichen. Über Jahre wurden an bestimmten Uferabschnitten der Laichgewässer auffallend mehr anwandernde Kammolche gefangen als an anderen Uferregionen (STOEFER 2001).

Abwandern vom Gewässer: Über die Abwanderbewegungen der Molche vom Laichgewässer ist noch wenig bekannt. Vieles spricht dafür, dass zumindest ein Teil der Tiere nach Verlassen des Wassers in der näheren Umgebung bleibt, möglicherweise um die physiologischen und morphologischen Umbildungen nach der Wasserphase abzuschließen.

Westfrankreich (JEHLE & ARNTZEN 2000): Bei dieser telemetrischen Untersuchung wanderten die adulten Molche in der ersten Nacht die weitesten Strecken (bis über 130 m), in den folgenden Tagen fanden nur geringfügige Ortsveränderungen statt. Die durchschnittlichen Wandergeschwindigkeiten betragen 4,6 m/h, die Höchstgeschwindigkeiten 28,4 m/h, der Großteil der Wanderaktivität wurde am Tage beobachtet (von den Autoren als mögliche Fluchtreaktion auf die Besenderung gedeutet).

Bei einer telemetrischen Untersuchung in Westfrankreich hielten sich 95 % der abgewanderten, besenderten Tiere innerhalb eines Radius von 63 m um das Laichgewässer auf, 50 % sogar innerhalb eines 15 m – Radius. Hecken als Ausbreitungskorridore spielten eine große Rolle. Schon abgewanderte Tiere, die wieder ins Laichgewässer zurückgesetzt wurden, wanderten in dieselbe Richtung ab, suchten aber nicht denselben Unterschlupf auf. Möglicherweise besteht auch eine Ortstreue zum Landhabitat. In mehreren Verstecken hielten sich sowohl Tiere mit als auch ohne Sender auf (JEHLE 2000).

Wanderdistanzen (Beispiele großer dokumentierter Wanderstrecken):

Drachenfelder Ländchen bei Bonn (KUPFER 1998): Ein Weibchen wurde Ende August im Gewässer registriert, Ende September an einem Waldrand wieder gefangen (Distanz 950 m Luftlinie), um dann Mitte Oktober wieder am selben Gewässer aufzutauchen. In sieben Wochen hatte dieses Tier 1900 m Luftlinie zurückgelegt. Der Kammolch wanderte nicht zum Wald in der Nähe des Laichgewässers, sondern wählte ein größeres Waldgebiet und musste dabei eine

Landstraße queren. Ein subadultes Männchen verließ im September ein Gewässer und wurde sieben Wochen später an einem anderen Gewässer am selben Waldrand wieder gefangen (Distanz Luftlinie 1290 m, Überquerung einer Landstraße). Ein Weibchen wurde im Juli an einem Gewässer registriert und im Folgejahr Anfang April 1140 m Luftlinie weiter an einem anderen Gewässer wieder gefangen.

Barnim, Brandenburg (STOEFER 1997): Ein Männchen wanderte zw. Landlebensraum und Gewässer zweimal 1000 m (hin u. zurück) im Zeitraum 24.4. bis 11.10. Ein anderes Männchen legte zwischen Ende März und Anfang April in zehn Tagen 600 m zurück (Anwanderung Waldstück zu Gewässer).

Wandergeschwindigkeit: Barnim, Brandenburg (STOEFER 1997): bis zu 100 m pro Nacht, Durchschnittswerte von 10 – 50 m pro Nacht;

Lüchow-Dannenberg (MÜLLNER 1991): bis zu 40 m pro Nacht, Durchschnittswerte von 15 – 20 m pro Nacht (Männchen u. Weibchen), subadulte Tiere geringere Strecken;

Dauer des Wasseraufenthaltes: Die ersten mit Gewässerabschränkungen ermittelten quantitativen Daten zur Phänologie des Kammmolchs stammen von BLAB & BLAB (1981) und wurden in Kottenforst bei Bonn erhoben. BLAB & BLAB (1981) untersuchten über vier Jahre die An- und Abwanderung von Molchen. Auffallend ist, dass es keine Überschneidung in der An- und Abwanderung gibt, dazwischen liegen immer mehr als zwei Monate.

Auch im Drachenfelder Ländchen bei Bonn gibt es keine Überschneidungen zwischen An- und Abwanderung, doch liegen hier oft nur wenige Wochen zwischen dem Ende der einen und dem Beginn der anderen Wanderphase. Für 12 Männchen schwankte die Dauer des Wasseraufenthaltes zwischen 89 und 242 Tagen, für 16 Weibchen zwischen 62 und 162 Tagen (KUPFER 1996).

Bei einer Untersuchung in der Nähe von Bremen ergaben sich durchschnittliche Wasseraufenthalte von 58 Tagen für die Weibchen und 59 für die Männchen. Die Abwanderung der ersten Tiere beginnt bereits im April, wenn die Anwanderung noch nicht abgeschlossen ist. Es wurden insgesamt 541 Kammmolche bei der Anwanderung registriert. Hier handelt es sich also um eine vergleichsweise große Population (JAHN 1995). Die kürzeren Aufenthaltszeiten werden mit größeren Wasserstandsschwankungen und zahlreichen Karpfen erklärt, die offensichtlich eine Emergenz bei den Kammmolchen verhindern.

In der einjährigen Untersuchung in Niedersachsen im Landkreis Lüchow-Dannenberg (MÜLLNER 1991) wurden an einem Gewässer insgesamt 667 adulte Tiere bei der Anwanderung und 833 Tiere bei der Abwanderung gezählt, dazu 202 subadulte Anwanderer und 84 Abwanderer (Fangzaun). Anwandermedian Männchen 9.3., Weibchen 12.3., Abwandermedian (beide Geschlechter) 30.7. Ermittelt wurde für die Männchen ein durchschnittlicher Wasseraufenthalt von 143 Tagen und für die Weibchen von 140 Tagen. In der Untersuchung von MÜLLNER (1991) gibt es eine zeitliche Überlappung der An- und Abwanderung der adulten Tiere.

WENZEL et al. (1995) untersuchten mit der Keschermethode in einer Auskiesung bei Bonn eine kleine Kammmolch-Population (20-40 Tiere). Hier wanderten die Tiere ebenfalls bereits im Juni ab, vermutlich aus Nahrungsmangel, da die bevorzugten Kreuzkrötenlarven fehlten.

Die Rückkehrtrate betrug bei den Kammmolchen 50-75% im zweiten Jahr.

Laichgewässertreue und Ausbreitungspotenzial: Kammmolche zeigten sich bei einer Untersuchung in Deutschland im Wesentlichen laichplatztreu. Nur ein geringer Prozentsatz der Wiederfänge erfolgte in anderen Gewässern. Laichgewässerwechsel kam vor allem zwischen dicht benachbarten Gewässern vor. Vereinzelt wechselten Kammmolche aber auch in weiter entfernte Gewässer. Einzelne Tiere suchten mehrere Gewässer auf (STOEFER 2001).

Bei einer Untersuchung der Neubesiedlung von Farmteichen in England wurden von Kammolchen nur fischfreie neu angelegte Teiche besiedelt, die unter 400 m von alten Gewässern entfernt waren. Außerdem nahm der Kammolch nur ein mit Enten u. Gänsen besetztes Gewässer an, der Teichmolch im Vergleich sieben (BAKER & HALLIDAY 1999).

Mit Verfrachtungsexperimenten hat BLAB (1986) die Rückkehrbereitschaft von Kammolchen im Kottenforst bei Bonn untersucht. Im Gegensatz zu den anderen drei Molcharten bleibt beim Kammolch eine hohe Rückkehrbereitschaft bis Ende März bestehen. Ein Kammolchmännchen kehrte innerhalb von vier Tagen aus 500 m Entfernung wieder an das Ursprungsgewässer zurück, ein Weibchen innerhalb von 17 Tagen aus 800 m Entfernung. Werden subadulte Kammolche auf der Frühjahrswanderung verfrachtet, kehren sie nicht zum Ursprungsgewässer zurück. Bei Kammolchen ist viel häufiger als bei den anderen Molcharten zu beobachten, dass sie auf ihren Wanderungen am Wege liegende Gewässer kurzfristig aufsuchen, anschließend aber wieder abwandern. Tiere, die aus dem Laichgewässer gefangen wurden, zeigten eine sehr hohe Abwanderwilligkeit, jene, die im Frühjahr an Land gefangen wurden, eine deutlich geringere Abwanderung.

16.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung (nach THIESMEIER & KUPFER 2000):

Die Vertreter der Kammolch-Gruppe sind im westlichen Eurasien verbreitet. Sie haben ein weitgehend getrenntes Verbreitungsgebiet, das aber zum Teil enge Kontaktzonen und einige Überlappungszonen aufweist.

Triturus cristatus besitzt von allen Kammolcharten das größte Verbreitungsgebiet. Er kommt geschlossen in fast ganz Mitteleuropa vor. Im Westen ist er von Mittelfrankreich über die Beneluxstaaten bis nach Großbritannien verbreitet. In Irland kommen keine Kammolche vor. Im nördlichen Teil des Areal ist er disjunkt in Norwegen und Schweden zu finden. Von Südost-Finnland reichen die Vorkommen nach Zentralasien bis zum Ural und Westsibirien. Im Süden zieht sich das Areal von Mittelfrankreich über die Nordschweiz und Österreich bis auf den Balkan. In seinem östlichen Verbreitungsgebiet bestehen offensichtlich erhebliche Verbreitungslücken (ARNTZEN & BORKIN 1997; KUZMIN 1999).

EU: Großbritannien, Frankreich, Belgien, Niederlande, Luxemburg, Deutschland, Dänemark, Schweden, Finnland, Österreich;

Vorkommen in den biogeographischen Regionen: Alpine Region (Österreich, Deutschland, Frankreich), Kontinentale Region (Frankreich, Belgien, Niederlande, Luxemburg, Deutschland, Dänemark, Schweden, Österreich), Atlantische Region (Großbritannien, Frankreich, Belgien, Niederlande, Deutschland, Dänemark), Boreale Region (Schweden, Finnland)

Österreich: *Vertikale Verbreitung:* Tiefster Fundort: 250 m – Donautal bei Linz (Oberösterreich); Höchster Fundort: 850 m – Arbesbach, Waldviertel (Niederösterreich); Meldungshäufungen und überdurchschnittliche Dominanzwerte im Höhenbereich von 200 m – 600 m; typischer Bewohner der submontanen bis mittelmontanen Stufe; in Höhen zwischen 200 m und 500 m überdurchschnittlich hohe Meldedichte (CABELA & GRILLITSCH 2001);

Bundesländer-Vorkommen:

Niederösterreich: Hauptverbreitung im Waldviertel; Hybridisierungszone mit *T. carnifex* und *T. dobrogicus* im Waldviertel (KLEPSCH 1994);

Eine gesonderte Ausweisung von Hybridpopulationen ist aus Mangel an flächendeckenden chemosystematischen Untersuchungen nicht möglich (CABELA et al. 1997).

Oberösterreich: Die Verbreitung der beiden Arten *T. cristatus* und *T. carnifex* ist nicht gänzlich geklärt. Nach derzeit vorliegenden Daten kann davon ausgegangen werden, dass *T. carnifex*

im FFH-Gebiet "Unteres Trauntal" vorkommt, im FFH-Gebiet Waldaist-Naarn *T. cristatus*. In den FFH-Gebieten im Donau- Inn- und Salzbachtal wird nach derzeitigem Stand von einer Mischpopulation von *T. cristatus* und *T. carnifex* ausgegangen. Tatsächliche Mischpopulationen sind aber bisher nur von den Donauauen bei Linz und den salzburgischen Salzachauen einigermaßen gut belegt. Die Angaben zu *Triturus cristatus* sind daher in den entsprechenden FFH-Gebieten als Angaben zur Superspecies zu verstehen (Mitteilung A. SCHUSTER).

Salzburg: Hauptverbreitung im Flachgau, Mischpopulation von *T. cristatus* und *T. carnifex* in den Salzachauen. Unklar ist, wie weit *cristatus*-Allele nach Süden vordringen. KLEPSCH (1994) konnte in Gosau noch *cristatus*-Merkmale nachweisen.

Tirol: Bisher nur im unteren Lechtal zwischen Reutte und der Grenze zu Deutschland nachgewiesen. In Nordtirol gibt es zwei alte Fundpunkte bei Kufstein und Kössen, die *T. carnifex* zugeordnet werden, möglicherweise aber auch *T. cristatus* bzw. Hybride darstellen.

Vorarlberg: Hauptverbreitung im Rheintal, südlich bis in den Walgau; ein Fundpunkt im Brengener Wald bei Krumbach.

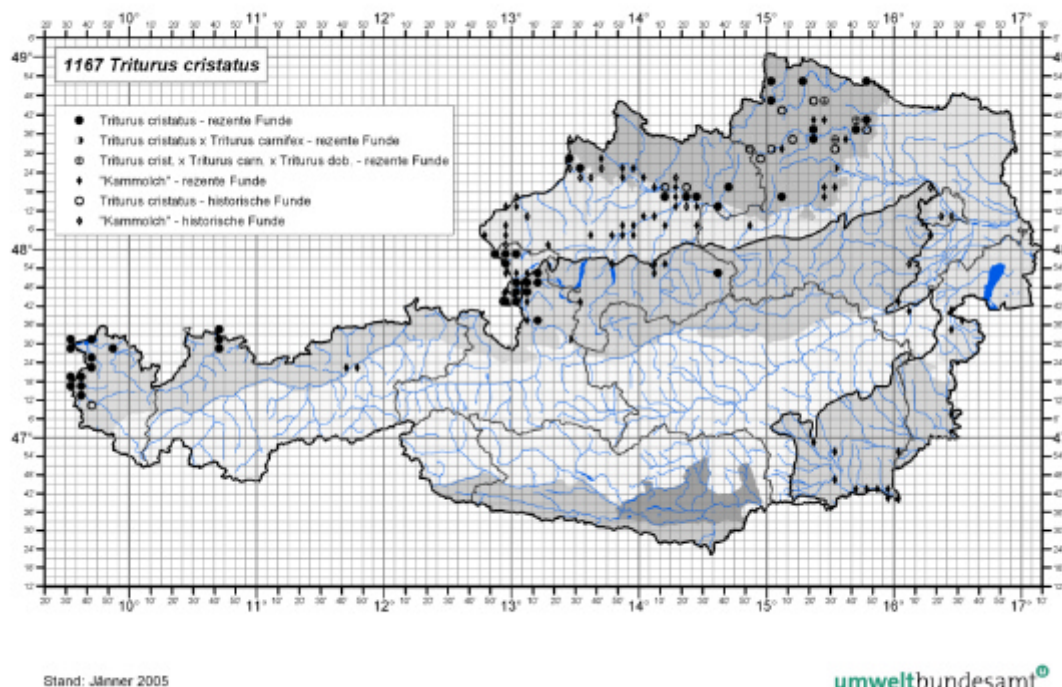
Potentielle Verbreitung: Bei insgesamt unterschiedlicher Bearbeitungsdichte liegen in weiten Teilen der Bundesländer erhebliche Kartierungsdefizite vor. Zudem ist der Nachweis der Art bei weniger umfangreichen Untersuchungen wohl oft nicht möglich.

Die Berechnung von Vorkommenswahrscheinlichkeiten anhand mehrerer Umweltvariablen (z. B. Seehöhe, Inklination, Distanz zu Gewässern, Klima etc.) weist beispielsweise für die Natura 2000 – Gebiete Niederösterreichs in einigen Gegenden, in denen nur zum Teil Nachweise der Art vorliegen, gute bis sehr gute Potenziale aus (CABELA et al. 2001).

Wenig ist aus den höheren Lagen im Bereich bis 1000 m bekannt, hier sind möglicherweise weitere Fundpunkte zu erwarten.

Bestandszahlen: Insgesamt ist kaum etwas über die Bestände, geschweige über deren Entwicklungen bekannt. Angaben über größere Vorkommen, wie zum Beispiel „500-700 Exemplare“ in einem Einzelgewässer bei Unterpinswang in Tirol (Auskunft T. BADER), sind die Ausnahme.

Rasterfrequenzen: In der Herpetofaunistischen Datenbank Österreichs (HFDÖ) liegen für die drei Kammolcharten insgesamt 1107 Fundmeldungen aus 740 Fundorten vor. 493 Fundmeldungen aus 316 Fundorten fallen auf den Zeitraum vor 1979, 614 Fundmeldungen aus 453 Fundorten auf den Zeitraum 1980 – 1996. Insgesamt sind dadurch 366 3 x 5 Minuten – bzw. 648 1 x 1 Minuten – Rasterfelder belegt.



16.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung:

- IUCN Red List: LR (Lower Risk) / cd (Conservation Dependent)
- Rote Liste Österreich: 2 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)
- Rote Liste Vorarlberg, Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich: 2; Tirol:? (TIEDEMANN & HÄUPL 1994; CABELA et al. 1997)

Schutzstatus:

- FFH-Richtlinie: Anhang II und Anhang IV
- Berner Konvention: Anhang II
- Naturschutzgesetze der Bundesländer Vorarlberg, Tirol, Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich: (voll) geschützt (RIENESL 2001)

Entwicklungstendenzen: Die Situation für die Amphibien hat sich in den letzten 50 Jahren dramatisch verändert. Aus früheren Zeiten gibt es in der Regel keine Angaben über Populationsgrößen oder Bestandsentwicklungen. Bei Erhebungen im Gelände trifft man jedoch immer wieder auf ältere Personen, die davon berichten, dass vor Jahrzehnten die noch ursprünglicheren Lebensräume mit zumeist ausgeprägterem Gewässerangebot große Amphibienbestände beherbergten.

Beispielsweise existierten von insgesamt 14 im Jahr 1983 kartierten Kammolchfundorten im Waldviertel 1993 nur mehr fünf. Fünf der neun Gewässer gingen durch Fischbesatz verloren (KLEPSCH 1994).

Insgesamt muss von einem starken Rückgang geeigneter Laichgewässer sowie auch entsprechender Landlebensräume ausgegangen werden. Der damit einhergehende Zusammenbruch ganzer Populationen erklärt die gegenwärtige Situation der Art – übergebliebene, meist isolierte Klein- und Kleinstpopulationen über weite Strecken der Kulturlandschaft. In den (Rest)Augebieten der größeren Flüsse findet der Kammmolch teilweise noch bessere Bedingungen.

In Deutschland gehört *T. cristatus* zu den Amphibienarten, die im Verlauf der letzten Jahre starke Bestandseinbußen hinnehmen musste. In Nordrheinwestfalen konnten im Rahmen der Kartierung „Herpetofauna 2000“ nach 1992 nur noch in 43% der Quadranten mit bekannten Kammmolchpopulationen auch aktuelle Vorkommen nachgewiesen werden (KUPFER & VON BÜLOW 2001). Die Bestandsgrößen werden überwiegend als gering eingeschätzt. Dieser Trend deckt sich weitgehend mit den Beobachtungen aus anderen Bundesländern (GÜNTHER 1996), so dass deutschlandweit und wohl auch europaweit von einem erheblichen Bestandsrückgang der Art ausgegangen werden muss. Insbesondere große Bestände von über 100 oder sogar über 1000 Tieren werden immer seltener (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996; KRONE et al. 2001; KUPFER & VON BÜLOW 2001; PODLOUCKY 2001).

Gefährdungsursachen:

- Die starke Gefährdung des Kammmolches kann großteils auf den Verlust und die Entwertung der Gewässer (Laichplatz und Sommerlebensraum) zurückgeführt werden. So stellte KYEK (2001) bei der Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank Österreichs (HFDÖ) fest, dass im Zeitraum 1982 bis 1996 2038 erhobene Amphibienbiotope als stark gefährdet eingestuft wurden. Neben Gewässerverfüllungen, wasserbaulichen Maßnahmen und Entwässerungen waren Schutt- und Müllablagerungen dafür verantwortlich. 281 Gewässer wurden dadurch überhaupt vernichtet. Obwohl das Verfüllen von Teichen, Tümpeln und anderen Feuchtgebieten in vielen Bundesländern bewilligungspflichtig oder verboten ist, wurden und werden Maßnahmen dieser Art noch immer durchgeführt.
- In Augebieten sind durch Bau von Dämmen und Kraftwerken viele Gewässer verloren gegangen. Aufgrund fehlender Dynamik stagniert die Neubildung von Gewässern und viele Laichhabitate verlanden. Gebietsweise wird der Druck aufgrund intensiver Nutzung der Landlebensräume durch Forstwirtschaft, Jagd, Freizeit, Industrie, Ackerbau und Schottergewinnung verstärkt (PINTAR 2001).
- Eine weitere Gefährdungsursache – und in letzter Zeit die vielleicht vordringlichere – ist der Besatz durch Fische, da der Kammmolch sehr empfindlich auf Fischbesatz reagiert (siehe entsprechendes Kapitel bei *T. dobrogicus*). Damit ist nicht nur das Umwandeln in fischereilich genutzte Gewässer gemeint, sondern durchaus auch das Einsetzen von oftmals faunenfremden Arten durch „Privatpersonen“ („...weil zu einem richtigen Gewässer auch Fische gehören...“). Besonders tragisch wirkt sich dieser Umstand auf jene Molchpopulationen aus, die ohnehin isoliert sind und keine Ausweichmöglichkeiten haben.
- Die Zerschneidung der Lebensräume durch Straßen führt zur Abtrennung der Laich- bzw. Aufenthaltsgewässer von Sommer- und/oder Überwinterungshabitaten. Die Ausbreitungsmöglichkeiten der Art werden hierdurch stark eingeschränkt. Dass viele Populationen (zumindest Teile davon) Straßen queren müssen, belegen z. B. etliche Erhebungen von *Triturus carnifex* an Amphibienwanderstrecken in Kärnten (Arge NATURSCHUTZ). An frequentierteren Straßen ohne Amphibienschutzanlagen ist von großen Verlusten auszugehen. Überfahrene Molche fallen optisch nicht so stark auf wie etwa Kröten oder Frösche und werden vielfach sicher übersehen.
- Eutrophierung der Gewässer mit den Folgen von Sauerstoffmangel, Temperaturanstieg und Algenmassenentwicklungen. Anwendung von Bioziden und Mineraldünger mit toxischer und verätzender Wirkung auf Amphibien und ihre Nahrungstiere.

Verinselung von Populationen und Genetische Verarmung isolierter Kleinpopulationen:

Die verbleibenden Kammmolchpopulationen unterliegen einer zunehmenden Isolation, so dass die Wieder- oder Neubesiedlung geeigneter Lebensräume nur noch eingeschränkt stattfindet. Die Grundlagenforschung sagt voraus, dass zunehmende Verkleinerung und Isolation von Einzelpopulationen zu einer Erosion der innerartlichen genetischen Vielfalt führen und Inzuchtphänomene sowie den Verlust der Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Umweltbedingungen nach sich ziehen (FRANKHAM 1995). Amphibien sind aufgrund ihrer spezifischen Lebensweise für solche Mechanismen besonders empfänglich und eine Reduktion von Fitnessparametern wie Wachstumsraten wurde für Populationen in fragmentierten Landschaften bereits nachgewiesen (*Bufo bufo*: HITCHINGS & BEEBEE 1998; *Bufo calamita*: ROWE et al. 1999).

Die Ergebnisse der Populations-Gefährdungsanalyse (PVA) zeigen, dass kleine isolierte Populationen ein höheres Aussterberisiko besitzen als große isolierte Populationen. Zunehmender Individuenaustausch zwischen Teilpopulationen verringert die Aussterbewahrscheinlichkeit der gesamten Metapopulation. Obwohl das Aussterberisiko einer isolierten Population relativ hoch ist, ist das gemeinsame Aussterberisiko einer Gruppe solcher Populationen niedriger als das einer Einzelpopulation mit der gleichen Individuenzahl, auch wenn ein Individuenaustausch vernachlässigt wird. Dies scheint aus der asynchronen Populationsdynamik zu resultieren, die sich in einer Gruppe isolierter Populationen herausbildet. Eine untergliederte Population kann deshalb länger überleben als eine Einzelpopulation, weil es unwahrscheinlich ist, dass alle Teilpopulationen gleichzeitig aussterben (GRIFFITHS & WILLIAMS 2001).

Betrachtet man die Größe einer Population aus evolutionsbiologischer Sicht, dann ist lediglich die Zahl derjenigen Individuen von Bedeutung, die sich erfolgreich fortpflanzt und die genetische Information an die nächste Generation weitergibt. In der populationsgenetischen Grundlagenforschung spricht man, gegenübergestellt zur tatsächlichen Größe, von der „effektiven“ Größe einer Population. Schafft es lediglich ein kleiner Teil der vorhandenen Individuen einer Kammmolch-Population sich zu reproduzieren, findet eine genetische Verarmung isolierter Populationen in viel größerem Ausmaß statt, als eine im Freiland gemessene Populationsgröße vermuten lassen würde.

Neu etablierte molekulare Marker („Mikrosatelliten“) bieten für *T. cristatus* erstmalig einen leichten Zugang zu Informationen auf der Erbsubstanz DNA, wobei die benötigten Gewebeproben ohne langfristige negative Folgen für die untersuchten Individuen gesammelt werden können (ARTZEN et al. 1999, JEHLLE et al. 2000, JEHLLE et al. 2001).

Mittels eines Vergleichs von genetischen Merkmalshäufigkeiten verschiedener Generationen wurde festgestellt, dass die effektive Größe (jener Anteil der Gesamtpopulation, der sich erfolgreich fortpflanzt) von zwei Kammmolch-Populationen sowohl innerhalb eines Jahres als auch über mehreren Generationen lediglich 10-20 % der mittels Fang-Wiederauffang Berechnungen ermittelten Werte der Gesamtpopulation beträgt (JEHLLE et al. 2001). Verhaltensbiologische Mechanismen wie Partnerwahl der Weibchen können dazu führen, dass sich lediglich ein kleiner Anteil der sich im Reproduktionsgewässer aufhaltenden Männchen erfolgreich reproduziert. Eine zusätzliche Reduktion der effektiven Populationsgröße ist durch ökologische Parameter wie ein sinkender Wasserspiegel und das damit verbundene Austrocknen eines Teils der Eier oder durch Probleme beim Spermatophorenttransfer am verschlammten Gewässergrund denkbar (JEHLLE et al. 2001).

Bei einer angenommenen mittleren Populationsgröße von 100 adulten Individuen beträgt die mittlere effektive Größe von Kammmolch-Populationen lediglich ca. 10-20 Individuen. Theoretische Modellrechnungen besagen, dass Populationen mindestens 500-5.000 Individuen besitzen müssen, um ihre Überlebensfähigkeit über viele Generationen zu erhalten (LANDE 1995). Der Heterozygotiegrad, ein Maß für vorhandene genetische Vielfalt, wird nach einer Zahl von Generationen, die ca. 1,4 multipliziert mit der effektiven Populationsgröße entspricht, um die Hälfte reduziert (FRANKHAM 1995). Bei einer angenommenen Generationszeit von vier Jahren

(JEHLE et al. 2001) und einer effektiven Populationsgröße von 20 Individuen ist dies bei *T. cristatus* in 112 Jahren der Fall und lediglich ein mehr oder weniger regelmäßig stattfindender Individuenaustausch zwischen einzelnen Gewässern kann eine derart rapide genetische Erosion verhindern (JEHLE & ARNTZEN 2001).

Aufgrund von Befunden über eine wandernde Hybridzone wurde in einem mathematischen Voraussagemodell eine maximale Ausbreitungsrate von einem km pro Jahr angenommen (ARNTZEN & WALLIS 1991, HALLEY et al. 1996).

Vernetzte Reproduktionsgewässer, als Faustregel mindestens ein Gewässer pro Kilometer, sind für *T. cristatus* lediglich in Teilgebieten des Verbreitungsareals vorhanden (zum Beispiel in extensiv bewirtschafteten Teilen West-Frankreichs, ARNTZEN & WALLIS 1991). Ein großer Teil der Populationen in stark fragmentierten Kulturlandschaften, wie den Voralpentälern Süddeutschlands, Österreichs und der Schweiz, ist größtenteils als isoliert zu betrachten, auch wenn kleine Gruppen verbundener Reproduktionsgewässer teilweise noch vorhanden sind. Der Isolationsgrad von Kammolch-Populationen hängt stark von der Landschaft ab, ist jedoch über das gesamte Verbreitungsgebiet als hoch zu bezeichnen.

Eines der wichtigsten Konzepte der modernen Naturschutzbiologie umfasst das Definieren von so genannten „Evolutionary Significant Units“ (ESU) innerhalb einzelner Arten (MORITZ 1994, CRANDALL et al. 2000). ESUs sind Populationen oder Gemeinschaften von Populationen, die bestimmte, einzigartige Einheiten jenseits von taxonomischen Hierarchien darstellen. Sie sind in der Regel von den restlichen Populationen der jeweiligen Art etwas isoliert und weisen daher spezifische Anpassungen an ihren Lebensraum auf. Das Definieren von ESUs dient zum Beispiel als Entscheidungshilfe zur Bestimmung besonders erhaltenswerter Populationen im gegebenen Verbreitungsgebiet einer Art.

Artenschutzmaßnahmen:

- Bestandsstützungen und genetische Auffrischung von vornehmlich kleinen und isolierten Populationen durch großgezogene Larven von gefangenen Molchpärchen aus nächstgelegenen Populationen.
- Die Vernetzung der bestehenden Kammolchgewässer muss durch Maßnahmen des Biotopverbundes – auch außerhalb von Schutzgebieten – deutlich verbessert werden.
- Die Wiederherstellbarkeit von ehemaligen Habitaten bzw. Schaffung neuer Lebensräume ist im Einzugsbereich noch bestehender Vorkommen sinnvoll und auch durchführbar. In erster Linie ist an die Neuschaffung von Gewässern zu denken, wobei besser mehrere kleinere als ein größeres angelegt werden sollten.
- Wiederansiedlung von Kammolchen nach Wiederherstellung von ehemaligen Gewässern: Sofern die Tiere die nahe gelegenen Gewässer nicht ohnehin selbst wieder besiedeln, kann eine Ansiedlung in Erwägung gezogen werden. In erster Linie ist dabei an größere Larven aus nahe gelegenen Laichhabitaten zu denken (wenn dort eine große Population vorhanden ist), ansonsten sind Nachzuchttiere einzusetzen.

Beispiele für An- bzw. Umsiedlungen:

Umsiedlung einer Kammolchpopulation im Ruhrgebiet (BREUKMANN & KUPFER 1998): Die aus einem Gewässer (künftiges Bauvorhaben) gefangenen Molche (241 adulte Tiere) wurden auf vier Gewässer, in denen keine Kammolche nachgewiesen werden konnten, aufgeteilt. Drei Molchpaare wurden für Nachzuchtzwecke zurückbehalten. Der Nachwuchs dieser Tiere wurde z. T. als Larven (unmittelbar vor bzw. bei Eintritt der Metamorphose), z. T. als juvenile Molche in zwei dieser Gewässer und in zwei neuen ausgesetzt. Mehrmalige Erhebungen an den sechs Gewässern zeigten in den Folgejahren, dass sich die Molche ausschließlich in den Gewässern etablieren konnten, welche mit Larven bzw. juvenilen Tieren besetzt wurden. Obwohl in einem Gewässer 162 adulte Molche eingesetzt wurden (keine Larven und juvenilen

Molche), konnte in den Jahren danach bei insgesamt sieben Begehungen kein Nachweis erbracht werden.

Bei Einsetzungsversuchen in Deutschland zeigten die adulten Tiere schnell starke Abwanderungstendenzen und reproduzierten nicht oder kaum in den Ansiedlungsgewässern (GLANDT 1982 u. 1985).

Es gibt aber auch positive Ansiedlungsversuche, wie in Rheinland, wo die ausgesetzten adulten Molche zwei benachbarte Gewässer akzeptierten, im Umsiedlungsjahr reproduzierten und in weiterer Folge Laichpopulationen etablierten (KNEITZ 1998).

- Neben Biotopverbund (Trittsteinbiotope) stellen Lebensraumerweiterungen populationsstabilisierende Maßnahmen dar. Insbesondere isolierte Kleingewässer mit den darin isolierten Populationen sollten durch ein oder mehrere Gewässer im Umfeld (Entfernung unter 200 m) bereichert werden.
- Anlage von Pufferzonen um Laich- bzw. Aufenthaltsgewässer mit einem Radius von 50 Metern, um möglichen Schadstoffeintrag (Dünger, Agrochemikalien) in landwirtschaftlichen Flächen zu vermeiden oder zumindest zu reduzieren.
- Verbesserung des Landlebensraumes (Extensivierung, Erhaltung hoher Grundwasserstände etc.)
- Amphibienschutzanlagen an Straßen: Für jedes Laichgewässer sind im Umfeld etwaige Gefährdungen durch Straßen zu prüfen. Es ist nicht auszuschließen, dass Populationen (oder zumindest Teile davon) auch bei günstigem Gewässerumland über weitere Strecken z. B. zu den Überwinterungshabitaten wandern und dabei Straßen queren. Aber auch im Falle von größeren Gewässernetzen (z. B. Auegebieten), die durch Straßen getrennt sind. Straßenbegehungen im zeitigen Frühjahr (siehe Kapitel Wanderungen) geben meist schnell Auskunft über mögliche Bedrohungen. Finden sich überfahrene Kammolche, so sind mittels Zaun-Kübel-Methode die genauen Wanderstrecken sowie die Populationsgröße zu untersuchen. Detaillierte Angaben dazu und weitere Vorgangsweisen wie Anforderungskriterien für fixe Amphibienleiteinrichtungen mit Durchlässen finden sich in den *"Richtlinien und Vorschriften für den Straßenbau"* (RVS), die den Amphibienschutz an Straßen zum Inhalt haben (REISS-ENZ 2003), und in BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFTLICHE ANGELEGENHEITEN (1999a).

Pflege- und Managementmaßnahmen:

Gewässerpflege:

- Entfernen von Müll, organischem Abfall (Laub, Mähgut), oder übermäßigem natürlichen Eintrag durch Falllaub;
- Auslichten von Ufervegetation bei zu starker Beschattung (besonders an der Südseite);
- Anlage von Flachwasserzonen;
- Freihalten von Fischbesatz (Aufklärung der Bevölkerung!); Entfernen faunenfremder Fische;
- Rechtzeitige Sicherung von Gewässern in Abbaugeländen

16.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien für die Bewertung der Verantwortlichkeit von STEINICKE et al. (2002) kommt den Österreichischen Beständen aufgrund des sehr kleinen Arealanteils und der Arealrandlage keine besondere Verantwortlichkeit zu.

Höchste Beachtung verdienen jedoch die Hybridpopulationen mit den Geschwisterarten Alpenkammolch und Donaukammolch. Österreich ist das einzige Land, in dem diese drei Arten aufeinander treffen. Die Kontaktzonen sind erst ansatzweise erforscht.

16.1.9 Kartierung

Hinweise zur Abgrenzung von Lebensräumen der Art im Freiland: Ausgehend vom Artnachweis, der in erster Linie am Gewässer erfolgen wird, ist das Umfeld zu untersuchen. Als pragmatischer Ansatz soll ein 500 m Radius um das Laichgewässer gelegt werden, mit dem der Lebensraum der (Teil) Population abgedeckt werden soll. Das Laichgewässer mit dem umliegenden Landlebensraum – der 500 m Radius deckt eine Fläche von 78,5 Hektar ab – stellt also die unterste Bezugsebene dar. Bei einem größeren, länglichen Gewässer ist der Abstand von 500 m vom Gewässerrand in alle Richtungen einzuhalten (die Form des potentiellen Landlebensraumes wird dann eher elliptisch sein).

Liegen Artnachweise von einer Amphibienwanderstrecke vor, so ist der Bezug zum Laichgewässer herzustellen. Dieses muss nicht unbedingt das räumlich nächstgelegene Gewässer sein. Stellt sich heraus, dass sich dadurch eine größere Distanz als 500 m ergibt, ist die Fläche um potentielle Habitate zu erweitern (z.B. Überwinterungshabitate in Wäldern). Zwischen den Extremfällen Laichgewässer ist Jahreslebensraum (isolierte Population überwintert am/im Gewässer) und weiten Wanderstrecken (zu/von den Sommerhabitaten, zu/von den Überwinterungshabitaten) auch > 500 m, ist alles möglich. Zudem können sich Populationsteile unterschiedlich verhalten.

Erhebungsmethoden:

- Die einfachste Methode zur Erfassung von Amphibien ist das Abgehen des Ufers von Laichgewässern nach einem klar definierten Schema. Dabei werden alle gesichteten Individuen gezählt.
- Der Nachweis von Molchen und deren Larven gelingt manchmal durch Auskeschern an gut zugänglichen kleineren Gewässern. Damit ist es möglich, einen erheblichen Teil der Population binnen kurzer Zeit zu fangen (BEEBEE 1990).
- Bei gut einsehbaren Gewässern ist die nächtliche Kontrolle mit Handscheinwerfern eine sehr gute Nachweismethode für Molche.
- Eine Alternative für größere, krautige Gewässer bieten Unterwasser-Reusenfallen (GRIFFITHS 1985). In einer britischen Studie zur Effizienz von Erfassungsmethoden für Amphibien werden für Molche der Gattung *Triturus* Unterwasserfallen empfohlen (GRIFFITHS et al. 1996).

Selbst größere Populationen von Molchen, wie die von BEEBEE (1990) untersuchte, sind bei ungünstiger Gewässerstruktur (dichte submerse Vegetation im Randbereich, Tiefenwasser mit dem Kescher nicht zugänglich) leicht zu übersehen. Auch die nächtliche Kontrolle mit Taschenlampen versagt unter solchen Bedingungen.

In diesen Fällen stellen Wasserfallen eine elegante Methode dar, um in unübersichtlichen und/oder großen Gewässern zumindest qualitative Aussagen über Kammolchvorkommen zu erlangen. Die einfachste Methode (GRIFFITHS 1985), die auch von KÜHNEL & RIECK (1988) beschrieben wird, besteht aus dem Einsatz handelsüblicher großer Kunststoffflaschen. Sie werden an der sich verjüngenden Stelle abgeschnitten, das Kopfstück wird verkehrt herum in die Flasche gesetzt und mit Klebeband befestigt. So entsteht eine einfache Reuse, die an Stäben gesichert ins Gewässer abgesenkt werden kann. Da adulte Molche, in der Reuse gefangen, keine Luft holen können, ist der Einsatz problematisch, in kühlem Wasser (bis 12 °C) auf max. 10-12 Stunden beschränkt.

In etwas modifizierter Form haben SCHEDL & KLEPSCH (2003, 2004) diese Methode zum Nachweis der Molche angewandt. Hierzu sind durchsichtige 1,5 Liter Kunststoffflaschen einer Mineralwassermarke verwendet worden. Wie oben beschrieben wird das Ende verkehrt in die Flasche gesteckt, allerdings werden die beiden Teile symmetrisch an drei Stellen mit einem feinen, kunststoffbeschichteten Draht aneinander gebunden, was das Freilassen gefangener Tiere erleichtert. Da die Flaschen aus einem dünnwandigen, gut verformbaren Kunststoff bestehen, kann man leicht mit einem Finger zw. die beiden Flaschenteile fahren und so einen Tunnel formen. Durch diesen können adulte Kammmolche im Fluss des mit eingeschlossenen Wassers problemlos in das Fanggewässer gespült werden. Danach ist die Flasche sofort wieder einsetzbar. In den Flaschenboden werden zwei ca. 4 mm starke Löcher gebohrt, die dem Luftaustausch dienen. Zur Fixierung der Flasche im Gewässer wurde ein Bambusstäbchen schräg durch den Flaschenboden gesteckt. Unterschiedliche Stäbchenlängen (zw. 40 u. 70 cm) ermöglichten den Einsatz auch in etwas tieferem Wasser. Die Flaschenfallen wurden schräg im Gewässer fixiert, so dass zumindest ein Teil des Flaschenbodens ca. 5 cm aus dem Wasser ragte. Somit war eine Luftversorgung für gefangene, in der Flasche „auftauchende“ Tiere gewährleistet.

Damit kann die Zeitspanne zwischen Auslegen und Einholen der Fallen auch länger sein bzw. der Fangzeitraum generell auf die ganze Periode ausgedehnt werden.

So konnten Donaukammmolche auch noch bei Wassertemperaturen über 25° C gefangen werden. Larven und Metamorphlinge wurden bis Ende Juli bei Wassertemperaturen um 30° C in Restwassertümpeln an der March gefangen (SCHEDL 2004; in Vorbereitung). Alle Tiere befanden sich in guter Verfassung.

Einsatz der Flaschenfallen zum qualitativen und quantitativen Nachweis von Kammmolchen:

- Für quantitative Aussagen empfiehlt es sich, eine größere Anzahl von Flaschen auszubringen. In einem ersten Durchgang können die Flaschen regelmäßig im Randbereich oder bei nicht zu tiefen Gewässern auch in zentraleren Lagen positioniert werden. Der Abstand von 5 m sollte nicht überschritten werden. Oft zwingt einem das Gewässer und dessen Strukturen jedoch eher lokale Klumpungen von Fallen auf. Sollten sich Vorkommenszentren herausstellen, kann man dort mit intensiverem Falleneinsatz arbeiten. Jedenfalls sollte versucht werden, über mehrere Fangtage hinweg individuelle Daten (Fotografie der Bauchseite) der Tiere zu erhalten, um damit Fang-Wiederfang-Berechnungen anzustellen. Diese sind unerlässlich für die Erhebung von Populationsgrößen und zur Beurteilung des Erhaltungszustandes.
- Die Flaschen sollten im Zeitraum vom späten Nachmittag bis zum frühen Abend ausgebracht werden (es sollte noch genügend Tageslicht vorhanden sein, um die Fallen gut positionieren zu können; die Reusen müssen frei von Vegetation bleiben); eine erste Kontrolle kann z. B. im Zuge von Nachtkartierungen bereits ab ca. 21 Uhr erfolgen. Die Flaschen sollten über Nacht im Gewässer verbleiben und am nächsten Tag (günstigenfalls am Morgen) kontrolliert werden. Ein Einsatz mit Kontrollen auch nach eineinhalb Tagen ist ausnahmsweise möglich.
- Beim Bergen der Flaschen muss die Reusenöffnung mit der Hand abgeschlossen werden, da sonst Tiere mit dem Wasserstrom ausgespült werden können.

Günstige Nachweiszeiten:

- Für den quantitativen Nachweis der Adulti (und Subadulti) sind die Monate April und Mai am besten. Qualitative Nachweise können auch noch später im Jahr erbracht werden. Im Zeitraum April/Mai können junge Larven bereits mit erfasst werden. Wichtig ist jedoch ein Fangdurchgang im Juni/Juli – August, um größere Larven bzw. Metamorphlinge für eine Einschätzung des Fortpflanzungserfolges zu erhalten.

Vorteile dieser Methode:

- Kammolche sind im Vergleich zu anderen Amphibien schwer nachweisbar, in unübersichtlichen Gewässern „arbeiten die Fallen über Nacht“ und minimieren den Arbeitsaufwand;
- auch mit wenigen Fallen lässt sich nach eigenen Erfahrungen meist recht schnell der Nachweis von Molchen erbringen; offensichtlich üben gefangene Molche eine Anziehung auf Artgenossen aus, es wurden bis zu sechs adulte Tiere in einer Flasche vorgefunden;
- mit einer entsprechenden Zahl von Flaschen (in einem PKW sind durchaus 100 und mehr zu transportieren) können gleichzeitig mehrere Gewässer befangen werden;
- Materialkosten sind gering
- der Bau der Fangflaschen ist einfach und schnell
- das Material ist langlebig und auch über mehrere Saisonen einsetzbar
- die Fallen lassen sich gut im Gelände transportieren (in Obstkartonagen haben ca. 20, in zwei großen Säcken über 30 Flaschen platz); auch über weitere Strecken (sehr leicht);
- Zusatzfänge der vergesellschafteten Amphibien als Larven, Metamorphlinge, Subadulte und vereinzelt sogar adulte Froschlurche (Rotbauchunke, Springfrosch)
- Fänge von Fischen (Stichlinge, Moderlieschen etc.) erklären in manchen Gewässern das Fehlen der Kammolche

Daneben gibt es andere Fallentypen wie z. B. größere Auftauchfallen aus einem großen trichterartigen Gefäß, das über eine verengte Stelle in die eigentliche Fangkammer mündet, dort können die Tiere auftauchen und Luft atmen.

Zum Beispiel eine durch einen Schwimmreifen auf der Wasseroberfläche schwimmende Falle, die im Fangbehälter die gefangenen Amphibien mit Luft versorgt. Transportgröße (Durchmesser ca. 60 cm) und Kosten (Materialaufwand 10-15 Euro, Selbstbau !!). Die Falle wird über drei Pfähle im Gewässer fixiert. Es konnten damit alle im Gewässer vorkommenden Amphibien gefangen werden, darunter alle vier in Deutschland vorkommenden Molcharten. Ohne Angabe von Populationsgrößen in den Laichgewässern wurden die Kammolche neben den Fadenmolchen am wenigsten gefangen. So wurden in einem Gewässer im Zeitraum Februar bis Juli 1995 in vier ständig eingesetzten Auftauchfallen gesamt 53 adulte Kammolche (5 m, 48 w) gefangen (MÖLLE & KUPFER 1998).

16.1.10 Wissenslücken

- Die artliche Zuordnung der einzelnen Nachweise in der Verbreitungskarte beruht in der Regel auf einer Einschätzung anhand des Habitus der gefundenen Molche, und es ist nicht auszuschließen, dass in einzelnen Fällen Fehlbestimmungen hinsichtlich der Geschlechterarten vorliegen (MAYER 2001).
- Größere Verbreitungslücken in nahezu allen Bundesländern. Dringender Erhebungsbedarf in wenig oder kaum bearbeiteten Gebieten, vorrangig in den Natura 2000 – Gebieten und deren Umland.
- Ungenügender Kenntnisstand zur vertikalen Verbreitung.
- Fehlende Bestandszahlen.
- Mangelnde Kenntnis über die Ausdehnung der jeweiligen Hybridzonen. Die genauen Verwandtschaftsbeziehungen der drei Arten sind noch nicht vollständig aufgeklärt, die Kontaktzonen ihrer Verbreitungsgebiete erst wenig erforscht. In einigen Gebieten kommt es offenbar zur Hybridisierung verschiedener Arten (Serbien, Waldviertel, KLEPSCH 1994), aus anderen Gegenden liegen Hinweise vor, dass sich Donaukammolch und

Kammolch nicht miteinander kreuzen, also als „gute Arten“ verhalten (Rumänien, WALLIS & ARNTZEN 1989; Ukraine, LITVINCHUK et al. 1994).

- Mangelnde Kenntnis über die Vernetzung bzw. den Isolationsgrad der jeweiligen (Teil)Populationen.
- Grundlagenforschung zu Hybriden hinsichtlich so genannter „Evolutionary Significant Units“ (ESU), also Populationen oder Gemeinschaften von Populationen, die bestimmte, einzigartige Einheiten jenseits von taxonomischen Hierarchien darstellen. Sie sind in der Regel von den restlichen Populationen der jeweiligen Art etwas isoliert und weisen daher spezifische Anpassungen an ihren Lebensraum auf.
- Lage und Beschaffenheit von Landlebensräumen und Überwinterungshabitaten.

16.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- ARNTZEN, J.W. & WALLIS, G. (1991): Restricted gene flow in a moving hybrid zone of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) in Western France. *Evolution*, 9: 771-782.
- ARNTZEN, J. W. & TEUNIS, S. F. M. (1993): A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonisation of a newly created pond. *Herpetol. J.*, 3: 99-111, London.
- ARNTZEN, J.W.; BORKIN, L. (1997): *Triturus* superspecies *cristatus* (LAURENTI, 1768). In: GASC, J.-P.; CABELA, A.; CRNOBRNJA-ISAILOVIC, J.; DOLMEN, D.; GROSSENBACHER, K.; HAFFNER, P.; LESCURE, J.; MARTENS, H.; MARTÍNEZ RICA, J.P.; MAURIN, H.; OLIVEIRA, M.E.; SOFIANIDOU, T.S.; VEITH, M. & ZUIDERWIJK, A. (Hrsg.): Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe. *Societas Europaea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGP/SPN): 76-77, Paris.*
- ARNTZEN, J. W. & WALLIS, G. (1994): The "Wolterstorff Index" and its value to the taxonomy of the crested newt superspecies. *Abhandlungen und Berichte für Naturkunde, Magdeburg* 17: 57-66.
- ARNTZEN, J.W.; OLDHAM, R.S. & SMITHSON, A. (1999): Marking and tissue sampling effects on growth and survival in the newt *Triturus cristatus*. *Journal of Herpetology*, 33: 567-576.
- ATKINS, W. (1998): „Catch 22“ for the great crested newt. Observations on the breeding ecology of the great crested newt *Triturus cristatus* and its implications for the conservation of the species. – *British Herpetological Society Bulletin*, London Nr. 63:17-27.
- BAKER, J.M. & HALLIDAY, T.R. (1999): Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, 9: 55 – 63, London.
- BEEBEE, T. (1990): Crested newts rescues: How many can be caught? – *British Herpetological Society Bulletin*, London Nr. 32:12-14
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. *Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz* Nr.18, 150 S. Kilda, Greven.
- BLAB, J. & BLAB, L. (1981): Quantitative Analysen zur Phänologie, Erfäßbarkeit und Populationsdynamik von Molchbeständen des Kottenforstes bei Bonn, *Salamandra*, 17: 147-172, Frankfurt/M.
- BREUKMANN, A. & KUPFER, A. (1998): Zur Umsiedlung einer Kammolch-Population (*Triturus cristatus*) im nordöstlichen Ruhrgebiet: ein Rückblick nach zehn Jahren. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 5: 209-218, Bochum.
- BUCCI-INNOCENTI, S.; RAGGIATI, M. & MANCINO, G. (1983): Investigations of karyology and hybrids in *Triturus boscai* and *T. vittatus*, with a reinterpretation of the species groups within *Triturus* (Caudata: Salamandridae). – *Copeia*, 1983: 662-672.

- COOKE, S.D.; COOKE, A.S. & SPARKS, T.H. (1994): Effects of scrub cover on great crested newts breeding performance. In: GENT, T. & BRAY, R. (Hrsg.): Conservation and Management of Great Crested Newts: Proceedings of a Symposium held on 11. January 1994 at Kew Gardens, Richmond, Surrey: 71-74, English Nature, Peterborough.
- CRANDALL, K.A.; BININDA-EMONDS, O.R.P.; MACE, G.M. & WAYNE, R.K. (2000): Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 290-295.
- CZELOTH, H. (1931): Untersuchungen über die Raumorientierung von *Triton*. – *Zeitschrift für vergleichende Physiologie*, Berlin 13: 74-163.
- DENTON, J. (1991): Defensive reflexes in newts of the genus *Triturus*. *British Herpetological Society Bulletin*, Nr. 32: 30, London.
- DÜRINGEN, B. (1897): Deutschlands Amphibien und Reptilien. Creutz'ze Verlagsbuchhandlung, Magdeburg.
- FACHBACH, G. (1974): Das Serum-Eiweißbild der *Triturus cristatus*-Unterarten. *Zeitschrift für zoologische Systematik und Evolutionsforschung*, 12: 20-30, Hamburg.
- FELDMANN, R. (1981): Kammolch – *Triturus c. cristatus*. In: FELDMANN, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. *Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde Münster*, 43: 54-58, Münster.
- FILODA, H. (1981): Amphibien im östlichsten Teil Lüchow-Dannenberg – eine siedlungsbiologische Bestandsaufnahme. *Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens*, 34: 125-136, Hannover.
- FRANCILLON-VIEILLOT, H.; ARNTZEN, J.W. & GÉRAUD, J. (1990): Age, growth and longevity of sympatric *Triturus cristatus*, *Triturus marmoratus* and their hybrids (Amphibia, Urodela). A skeletochronological comparison, *Journal of Herpetology*, 24: 13-22.
- FRANKHAM, R. (1995): Conservation genetics. *Annual Reviews in Genetics*, 29: 305-327
- GLANDT, D. (1982): Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus*-Populationen (Amphibia, Salamandriae), *Amphibia-Reptilia*, 3: 317-326, Leiden.
- GLANDT, D. (1985): Verhaltensreaktion und Reproduktion adulter Molche, Gattung *Triturus* (Amphibia, Urodela), nach der Langstreckenverfrachtung, *Bonner zoologische Beiträge* 36: 69-79.
- GRIFFITHS, R.A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *Triturus helveticus*. – *British Journal of Herpetology*, London 1: 5-10
- GRIFFITHS, R.A. (1996): *Newts and Salamanders of Europe*. Poyser, London.
- GRIFFITHS, R. A. & WILLIAMS, C. (2001): Population modelling of Great Crested Newts (*Triturus cristatus*). In: KRONE, A. (Hrsg): *Der Kammolch (Triturus cristatus)*. Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. *Natur & Text, Rana Sonderheft 4*: 239-248.
- GROSSE, W.-R. & GÜNTHER, R. (1996): Kammolch – *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768). In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*: 120-141. Gustav Fischer, Jena.
- GROSSE, W.-R. (1977): Analyse der Entwicklung der Herpetofauna einer ursprünglichen Auenwaidlandschaft, 14: 178-186, Hercynia N.F., Leipzig.
- GROSSE, W.-R. (1980): Die Kulke – ein Altwasser im Auenwald, 17: 76-79, Hercynia N.F., Leipzig.
- HAGSTRÖM, T. (1977): Growth studies and ageing methods for adult *Triturus vulgaris* L. and *Triturus cristatus* LAURENTI (Urodela, Salamandriae). *Zoologica Scripta*, 6: 61-68.
- HAGSTRÖM, T. (1979): Population ecology of *Triturus cristatus* and *Triturus vulgaris* (Urodela) in southwest Sweden. *Holarctic Ecology*, Copenhagen 2: 108-114.
- HAGSTRÖM, T. (1980): Growth of newts (*Triturus cristatus* and *T. vulgaris*) at various ages. *Salamandra* 16: 248-251.

- HALLEY, J.; OLDHAM, R.S. & ARNTZEN, J.W. (1996): Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. *Journal of Applied Ecology*, 33: 455-470.
- HITCHINGS, S. & BEEBEE, T.J.C. (1998): Loss of genetic diversity and fitness in common toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. *Journal of Evolutionary Biology*, 11: 269- 283.
- HORNER, H. A. & MACGREGOR, H. C. (1985): Normal development in newts (*Triturus*) and its arrest as a consequence of an unusual chromosomal situation. *Journal of Herpetology* 19: 261-270.
- JAHN, P. (1995): Untersuchungen zur Populationsökologie von *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768) und *T. vulgaris* (LINNAEUS, 1758) am Friedeholzer Schlatt. Diplomarbeit, Universität Bremen, unveröff.
- JEHLE, R. (2000): Terrestrial habitat exploitation of radio-tracked crested and marbled newts: implications for site protection. *Herpetological Journal*, London (in press).
- JEHLE, R.; BOUMA, P.; SZTATECSNY, M. & ARNTZEN, J.W. (2000): High aquatic niche overlap in crested and marbled newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*), *Hydrobiologia*, 437: 149-155.
- JEHLE, R. & ARNTZEN, J.W. (2000): Postbreeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. *Journal of Zoology*, London 251: 297-306.
- JEHLE, R.; ARNTZEN, J.W.; BURKE, T.; KRUPA, A.P. & HÖDL, W. (2001): The annual number of breeding adults and the effective population size of syntopic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*). *Molecular Ecology*, im Druck.
- JEHLE, R. & ARNTZEN, J.W. 2001: Ist der Kammolch (*Triturus cristatus*) genetisch gefährdet? In: KRONE, A. (Hrsg): *Der Kammolch (Triturus cristatus). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 193-198.*
- JOLY, P. & MIAUD, C. (1993): How does a newt find its pond? The role of chemical cues in migrating newts (*Triturus alpestris*). *Ethology, Ecology and Evolution* 5: 447-455.
- KABISCH, K. & BELTER, H. (1968): Das Verzehren von Amphibien durch Vögel. *Abhandlungen und Berichte aus dem Staatlichen Museum für Tierkunde in Dresden*, 29: 191-227, Dresden.
- KNEITZ, S. (1998): Untersuchungen zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten von Amphibien in der Agrarlandschaft. *Laurenti, Bochum*.
- KOWALEWSKI, L. (1974): Observations on the Phenology and Ecology of Amphibia in the Region of Czestochowa. *Acta zool. Cracov.* 19: 391-460.
- KRONE, A.; KÜHNEL, K.-D.; BECKMANN, H. & BAST, H.-D. (2001): Verbreitung des Kammolches (*Triturus cristatus*) in den Ländern Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. In: KRONE, A. (Hrsg): *Der Kammolch (Triturus cristatus). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 63-70.*
- KÜHNEL, K.-D. & W. RIECK (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. *Jahrbuch für Feldherpetologie, Duisburg* 2: 133-139.
- KUPFER, A. (1996): Untersuchungen zur Populationsökologie, Phänologie und Ausbreitung des Kammolches *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768) in einem Agrarraum des Drachenfelder Ländchens bei Bonn. Diplomarbeit, Universität Bonn, unveröff.
- KUPFER, A. (1998): Wanderstrecken einzelner Kammolche (*Triturus cristatus*) in einem Agrarlebensraum. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 5: 238–242, Bochum.
- KUPFER, A. & VON BÜLOW, B. (2001): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) in Nordrhein-Westfalen: Verbreitung, Habitate und Gefährdung. In: KRONE, A. (Hrsg): *Der Kammolch (Triturus cristatus). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 83-91.*
- KUZMIN, S.L. (1995): Die Amphibien Rußlands und angrenzender Gebiete. NBB 626. *Spectrum/Westarp, Heidelberg, Magdeburg*.
- KUZMIN, S.L. (1999): *The Amphibians of the Former Soviet Union. Pensoft, Sofia*.
- LANDE, R. (1995): Mutation and conservation. *Conservation Biology*, 9: 782-791.

- LATHAM, D.M.; OLDHAM, R.D.; STEVENSON, M.J.; DUFF, R.; FRANKLIN, P. & HEAD, S.M. (1996): Woodland management and the conservation of the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Aspects of Applied Biology*. 44: 451- 459, Warwick.
- MIAUD, C.; JOLY, P. & CASTANET, J. (1993): Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. *Canadian Journal of Zoology* **71**: 1874-1879.
- MIAUD, C. (1994): Role of wrapping behavior on egg survival in three species of *Triturus* (Amphibia: Urodela). – *Copeia* 1994: 535-537.
- MORITZ, C. (1994): Defining „evolutionary significant units“ for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 373-375.
- MÖLLE, J. & KUPFER, A. (1998): Amphibienfang mit der Auftauchfalle: Methodik und Evaluierung im Freiland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 5: 219-227.
- MÜLLNER, A. (1991): Zur Biologie von *Triturus cristatus* und *Triturus vulgaris* unter besonderer Berücksichtigung des Wanderverhaltens. Diplomarbeit, Universität Hamburg, unveröff.
- NÖLLERT, A. & NÖLLERT, C. (1992): Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz. Franckh-Kosmos, Stuttgart.
- OLDHAM, R.S. (1994): Habitat assessment and population ecology. In: GENT, T. & BRAY, R. (eds.): *Conservation and Management of Great Crested Newts: Proceedings of a Symposium held on 11. January 1994 at Kew Gardens, Richmond, Surrey*: 45-68. – Peterborough (English Nature).
- PODLOUCKY, R. (2001): Zur Verbreitung und Bestandssituation des Kammolches *Triturus cristatus* in Niedersachsen, Bremen und dem südlichen Hamburg. In: KRONE, A. (Hrsg.): *Der Kammolch (Triturus cristatus). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz*. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 51-62.
- ROWE, G.; BEEBEE, T.J.C. & BURKE, T. (1999): Microsatellite heterozygosity, fitness and demography in natterjack toads *Bufo calamita*. *Animal Conservation* 2: 85-92.
- SINSCH, U. (1988): Auskiesungen als Sekundärhabitats für bedrohte Amphibien und Reptilien. *Salamandra*, 24: 161-175, Bonn.
- STEINICKE, H.; HENLE, K. & GRUTTKE, H. (2002): Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn – Bad Godsberg.
- STOEFER, M. (1997): Populationsbiologische Untersuchung an einer Kammolchpopulation (*Triturus cristatus* LAURENTI, 1768) im Barnim (Brandenburg). – Diplomarbeit, Universität Potsdam, unveröff.
- STOEFER, M. (2001): Populationsdynamik und Raumnutzung von Kammolchpopulationen benachbarter Laichgewässer. Vortrag im Rahmen von „Vielfalt in Raum und Zeit – Langzeitdynamik und Strukturierung von Populationen bei Amphibien und Reptilien und deren Bedeutung für den Naturschutz. Fachtagung der AG Feldherpetologie der DGHT und des Bundesfachausschuss Feldherpetologie und Ichthyofaunistik des NABU 16 – 18.11.2001 in Bremen.
- SZYMURA, J. M. (1974): A competitive situation in the larvae of four sympatric species of newts (*Triturus cristatus*, *T. alpestris*, *T. montandoni* and *T. vulgaris*) living in Poland. *Acta Biologica Cracoviensia*, 17: 235-262, Krakow.
- THIESMEIER, B. & KUPFER, A. (2000): Der Kammolch – Ein Wasserdrache in Gefahr. *Zeitschrift für Feldherpetologie: Beiheft 1*, 158 S, Laurenti, Bochum.
- VEITH, M. (1996): Kammolch – *Triturus cristatus* (LAURENTI 1768). In: BITZ, A.; FISCHER, K.; SIMON, L.; THIELE, T. & VEITH, M. (Hrsg.): *Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz*: 97-110, GNOR-Eigenverlag, Landau.
- WALLIS, G. & ARNTZEN, J.W. (1989): Mitochondrial DNA variation in the crested newt superspecies: limited cytoplasmic gene flow among species, *Evolution*, 43: 88-104.

WENZEL, S.; JAGLA, W. & HENLE, K. (1995): Abundanzdynamik und Laichplatztreue von *Triturus vulgaris* und *Triturus cristatus* in zwei Laichgewässern einer Auskiesung bei St. Augustin (Nordrhein-Westfalen). *Salamandra*, Rheinbach 31: 209-231.

WOLTERSTORFF, W. (1923): Übersicht über die Unterarten und Formen des *Triton cristatus* LAUR. *Blätter für Aquarien- und Terrarienkunde*, Stuttgart, 34: 120-126.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFTLICHE ANGELEGENHEITEN (Hrsg.) (1999): Amphibienschutz an Straßen – Empfehlungen für den Straßenbau. Richtlinie verfaßt von M. KYEK, Institut für Ökologie, Salzburg: 32 S.

CABELA, A., GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Lurche und Kriechtiere (Amphibia, Reptilia). Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hrsg.), Wien.

CABELA, A. & GRILLITSCH, H. (2001): Amphibien. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.

CABELA, A.; PLUTZAR, C.; SCHEDL, H. & RÖSSLER, M. (2001): Flächenscharfe Erhebung, Bewertung und GIS-Implementierung der Habitate von Anhang II Tierarten der Richtlinie 92/43/EWG in den pSCIs Niederösterreichs (Herpetologie). Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung.

KLEPSCH, L. (1994): Zur Artdifferenzierung der Kammolche (*T. cristatus*-Artenkreis) im Waldviertel: Morphometrische und molekulargenetische Untersuchungen. Diplomarbeit, Universität Wien, unveröff.

KYEK, M. (2001): Gefährdung und Schutz der Herpetofauna. In: CABELA, A., H. GRILLITSCH & F. TIEDEMANN (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. – Umweltbundesamt, Wien, 880 S.

MAYER, W. (2001): Unterarten und Geschwisterarten. In: CABELA, A. GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Wien (Umweltbundesamt).

REISS-ENZ, V. (2003): Richtlinie RVS 3.04 Amphibienschutz an Straßen – ein wichtiger Beitrag zum Amphibienschutz. Vortrag im Rahmen des Kongresses „Amphibienschutz im Alpen – Adria – Raum“ in Pörschach / Kärnten, 16. – 18. 5 2003.

RIENESL, J. (2001): Die rechtlichen Grundlagen des Schutzes der Herpetofauna. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Wien (Umweltbundesamt).

SCHEDL, H. & KLEPSCH, R. (2003): Errichtung und Betrieb der Brückenverbindung Hohenau – Moravsky Sväty Jan. Fachbereich Amphibien und Reptilien. Unveröff. Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung.

SCHEDL, H. & KLEPSCH, R. (2004): Ökologische Beweissicherung Grundwasserwerk Mitterndorfer Senke. Fachbereich Terrestrische Ökologie, Herpetofauna. Im Auftrag der Magistratsabteilung 31 – Wasserwerke, Gemeinde Wien; unveröff.

SOMMER, R. (1998): Untersuchungen zur Populations- und Wanderdynamik des Kammolches, *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768), an einem Laichgewässer in Weitwörth (Flachgau/Salzburg). Diplomarbeit, Universität Salzburg; unveröff.

Wichtige österreichische Datenquellen

Herpetofaunistische Datenbank (HFDÖ) am NHMW;

Biodiversitätsdatenbank am Haus d. Natur in Salzburg

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art

Dr. Antonia Cabela (NHMW), Dr. Werner Mayer (NHMW), Dr. Günther Gollmann (Institut f. Zoologie, Wien), Mag. Lilian Klepsch (Wien), Dr. Alexander Schuster (OÖ Landesregierung), Mag. Werner Weissmair (OÖ), Mag. Martin Kyek (Inst. f. Ökologie, Haus d. Natur, Salzburg), Mag. Renate Sommer (Salzburg), DI Thomas Bader (Wien)

16.2 Indikatoren und Schwellenwerte

16.2.1 Indikatoren für die Einzelpopulation/Einzelfläche

Eine Erhebung der Habitatkriterien findet nur dann statt, wenn ein positiver Artnachweis vorliegt. In erster Linie wird dieser am Laichgewässer erfolgen. Liegen Artnachweise von einer Amphibienwanderstrecke vor, so ist der Bezug zum Laichgewässer herzustellen. Dieses muss nicht unbedingt das räumlich nächstgelegene Gewässer sein. Stellt sich heraus, dass sich dadurch eine größere Distanz als 500 m ergibt, ist der Radius um potentielle Habitate zu erweitern (z.B. Überwinterungshabitate in Wäldern).

Zwischen den Extremfällen Laichgewässer ist Jahreslebensraum (isolierte Population überwintert am/im Gewässer) und weiten Wanderstrecken (zu/von den Sommerhabitaten, zu/von den Überwinterungshabitaten), auch > 500 m, ist alles möglich. Zudem können sich Populationsteile unterschiedlich verhalten.

Als pragmatischer Ansatz soll ein 500 m Radius um das Laichgewässer gelegt werden, mit dem der Lebensraum der (Teil) Population abgedeckt werden soll. Das Laichgewässer mit dem umliegenden Landlebensraum – der 500 m Radius deckt eine Fläche von 78,5 Hektar ab – stellt also die unterste Bezugsebene dar. Bei einem größeren, länglichen Gewässer ist der Abstand von 500 m vom Gewässerrand in alle Richtungen einzuhalten (die Form des potentiellen Landlebensraumes wird dann eher elliptisch sein). Bei sehr großen Gewässern und räumlich beschränkter Laichplatzeignung kann sich der zu untersuchende Lebensraum auf die daran anschließenden Landhabitate einengen.

Die vorliegende Kriteriensammlung kann nicht alle möglichen Gewässer-/Landhabitat – Kombinationen abdecken!

Habitatindikatoren	A	B	C
Laichgewässerausstattung (Einzelgewässer)	<p>altes, größeres, auch tieferes, permanentes Stillgewässer (Weiher, Teich) mit Wasserfläche > 200m²; sonnenexponiert, mit Flachwasserzonen, gut ausgeprägter submerser Vegetation, ausgeprägter Uferzonierung;</p> <p>oder größeres (> 200m²), temporäres Gewässer, das im Laufe des Sommers trocken fallen kann;</p> <p>oder zwei od. mehrere eng benachbarte, kleinere Gewässer ähnlicher Qualität</p>	<p>geringere Dimensionen (> 50m²), mittlere Ausprägung;</p> <p>oder größeres, stark beschattetes Gewässer;</p>	<p>kleines Gewässer (< 50m²) mit geringer Strukturierung, ev. beschattet</p>

Unmittelbares Gewässerumfeld (Streifen von 50 m Breite)¹⁸	<p>struktureiches Umfeld mit reichlich liegendem Totholz; Einzelsträucher oder Buschgruppen (wobei die Südseite des Gewässers möglichst offen sein sollte); Feuchtwiesenbereiche günstig; ohne jegliche intensive agrarische Nutzung;</p> <p>und/oder lockere Baum/Strauchschicht (Wald, Feldgehölz), die Besonnung zulässt;</p>	<p>weniger gute Ausprägung (wenig Totholz, Einzelsträucher, oder nur ein Teil des Umfeldes sehr gut strukturiert);</p> <p>oder locker verbautes, barrierefreies Gartenland im Siedlungsgebiet;</p>	<p>unstrukturiertes Umfeld, ev. intensiv gepflegt (unmittelbar angrenzendes, intensiv bewirtschaftetes Agrarland);</p> <p>und/oder barriereiches, stark verbautes Siedlungsgebiet;</p>
Gefährdungsursache Fischbesatz¹⁹	<p>kein Fischbesatz (feststellbar)</p>	<p>(wahrscheinlich) geringe Besiedlung durch Fische</p> <p>und/oder nur temporär (z.B. austrocknende Gewässer)</p>	<p>künstlicher, starker Fischbesatz (z. B. auch durch ausgesetzte Goldfische)</p>
Potenzieller Landlebensraum	<p>Naturnahe Wälder (Laubwälder, Mischwälder) mit gut ausgebildeter Kraut-/Strauchschicht und hohem Totholzanteil ;</p> <p>und/oder extensiv genutzte (Feucht)Wiesen oder Weideflächen mit regelmäßigen Hecken/Buschgruppen/Feldgehölze; Anteil sehr guter Lebensräume > 75 %, in alle Richtungen gleichmäßig gegeben)</p>	<p>mäßig beeinflusste Wälder (forstlich beeinträchtigt, weniger Unterwuchs und Totholz),</p> <p>und/oder intensiver genutzte (Feucht)Wiesen mit geringerem Anteil an Hecken/Buschgruppen/ Feldgehölze;</p> <p>Anteil sehr guter Lebensräume 50 - 75 %</p>	<p>forstlich stark beeinträchtigte Wälder (hauptsächlich Nadelwald), kaum Unterwuchs und Totholz ;</p> <p>und/oder intensives Agrarland ohne Strukturen, wie Hecken/Buschgruppen/ Feldgehölze</p> <p>und/oder angrenzendes Siedlungsgebiet (wenig durchgängig)</p>
Gefährdungsursache Straße(n)²⁰	<p>keine Straße</p>	<p>Verkehrsfrequenzen > 50 Kfz/Tag, kaum nächtlicher</p>	<p>gut ausgebaute (auch mehrspurige) Straßen mit</p>

¹⁸ Indikator hinsichtlich eines möglichen Landlebensraumes, die Ausprägung kann in den verschiedenen Richtungen um das Gewässer unterschiedlich sein, wichtig hierbei ist der (mögliche) Kontext zu anderen potentiellen Habitat-elementen; d.h. jene Bereiche des Gewässerumlandes sind höher zu werten, die Anschluß an mögliche Sommer- und Winterhabitate aufweisen

¹⁹ Grundsätzliches Problem, den Fischbesatz nachzuweisen; vor allem bei geringem Besatz und/oder vornehmlich kleinen Arten (z. B. Stichling, Moderlieschen); bei Einsatz von Fallen sind die kleineren Arten bzw. Jungfische relativ gut nachweisbar.

²⁰ innerhalb des 500 m Radius; möglicher Gefährdungsgrad ist abzuklären (Befragung von Anrainern, Bauern, Forstleuten, Jägern; Begehung der Straßen v. a. nach Regenfällen); unasphaltierte Güter- und Forstwege werden nicht bewertet

	<i>oder</i> geringe bzw. unregelmäßige Befahrung, < 50 Kfz/Tag, kaum nächtlicher Verkehr	Verkehr (z. B. Anrainerverkehr kleiner Siedlungen)	Verkehrsfrequenzen > 500 Kfz/Tag, mit nächtlichem Verkehrsaufkommen
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	> 500 Tiere (Adulti)	100-500 Tiere (Adulti)	<100 Tiere (Adulti)
Populationsstruktur/ Reproduktion	alle Altersklassen (adult, subadult, larval), regelmäßig erfolgreiche Reproduktion	alle Altersklassen (adult, subadult, larval), mäßig erfolgreiche Reproduktion (z.B. nicht jedes Jahr)	überwiegend alte Tiere, unregelmäßige Reproduktion mit seltenem Erfolg (z.B. Gewässer trocknet meist zu früh ab)

Trennung von Landlebensraum, Landlebensraum-Laichgewässer und Laichgewässer-Komplexen (oft durchschneiden Straßen nicht nur in Einzahl, sondern netzartig die Lebensräume, so dass von einem noch größeren Gefährdungsszenario ausgegangen werden kann).

Befinden sich an der Straße Amphibienschutzanlagen, so sind folgende Sachverhalte zu prüfen:

Temporäre Amphibienschutzanlage mit (oder ohne) Kübel: Ist der Abschnitt lang genug und erfüllt das Material eine ausreichende Sperrwirkung? Ist die Betreuung über den notwendigen Zeitraum gewährleistet (wird die An- und Abwanderung im vollen Umfang betreut, Jungtierwanderung)?

Permanente Amphibienschutzanlage: ist der Abschnitt lang genug, werden bestehende Tunnel angenommen? Pflege?

Erfüllt die Schutzmaßnahme ihre Funktion, so ist der Gefährdungsgrad der Straße herabzusetzen bzw. auszuschließen!

Der Parameter „Gefährdungsursache Straße(n)“ kann an mehreren Stellen der Verknüpfung ansetzen:

- Innerhalb des 500 m Radius bei Einzelgewässern
- Zwischen zwei oder mehreren Laichgewässern
- Mehrmals über verschiedene Straßen in einem Gewässernetz

→ führt in jedem Fall bei Ausprägung C zur Abstufung um einen Grad

Spezialfälle

- Laichgewässer deckt sich mit dem ausgewiesenen Natura 2000 – Gebiet: Der potentielle, außerhalb des Gebietes liegende Landlebensraum ist nach Schema zu bewerten, allfällige weitere im Umfeld liegende Gewässer sind mit zu berücksichtigen.
- Laichgewässer ist außerhalb des Natura 2000 – Gebietes: In manchen Gebieten sind Laichgewässer bekannt, die unmittelbar außerhalb der Natura 2000 – Flächen (z.B. im Siedlungsgebiet, in Abbaugeländen), potentielle Landhabitats z. T. aber innerhalb liegen. Diese stellen jedoch oft weit und breit die einzigen Laichgewässer dar, so dass diese unbedingt Eingang in den Bewertungsschlüssel finden sollen.

16.2.2 Indikatoren für die Metapopulation auf Gebietsebene

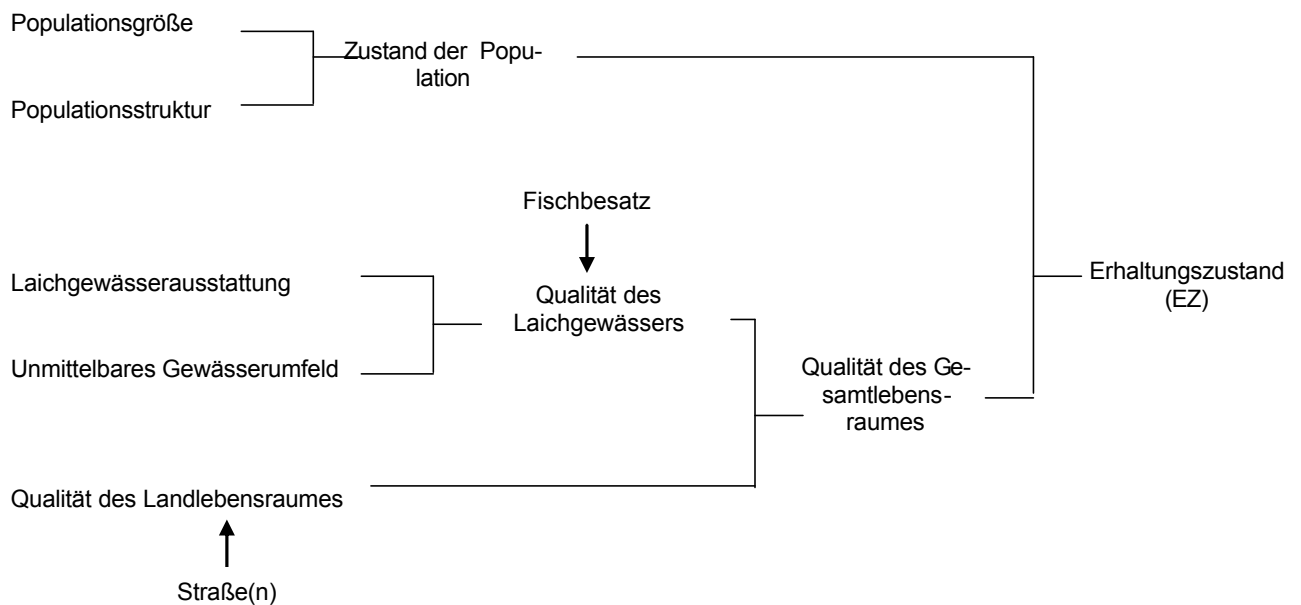
Abstand der Gewässer

Verknüpfung zweier Gewässer (Darstellung der idealisierten 500 m Radien)

- A** ... Abstand < 500 m;
- B** ... Abstand 500 – 1000 m;
- C** ... Abstand 1000 – 1500 m;

16.3 Bewertungsanleitung

16.3.1 Bewertungsanleitung für die Population/Einzelfläche



Zustand der Population

		Populationsgröße		
Populations- struktur		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	B	C	C

Qualität des Laichgewässers

		Laichgewässerausstattung		
Gewässer- umfeld		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	C	C	C

Qualität des Laichgewässers bei Beeinträchtigung durch Fischbesatz

		Laichgewässerqualität		
Fischbesatz		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Qualität des Landlebensraumes, bei Beeinträchtigung durch Straße(n)

		Qualität Landlebensraum		
Straße(n)		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Qualität des Gesamtlebensraumes

		Qualität Laichgewässer		
Qualität Landle- bensraumes		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand

		Zustand der Population		
		A	B	C
Qualität Gesamt-lebensraum	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

16.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Bei mehr als zwei vernetzten Gewässern werden zuerst die nächstgelegenen miteinander verknüpft, das Ergebnis mit weiteren Gewässern usw.

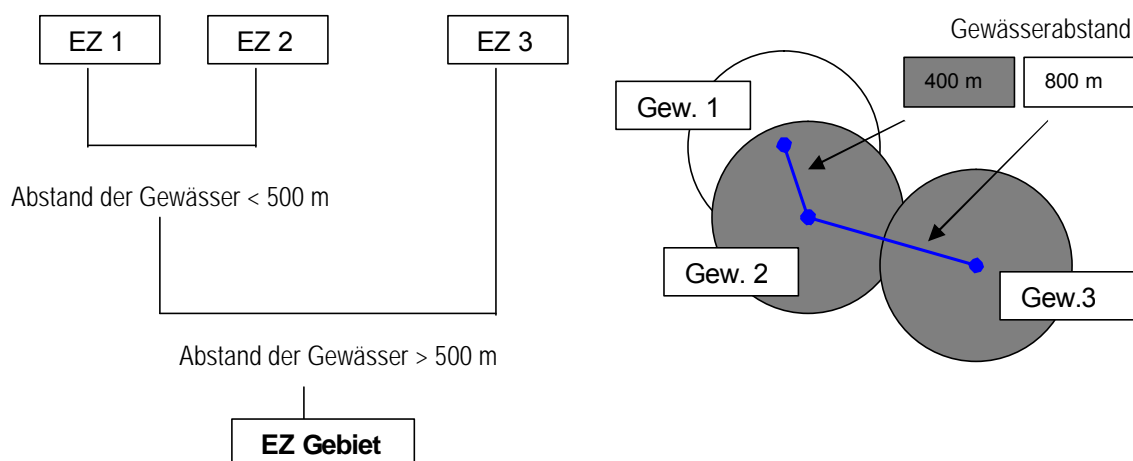
Hierbei ist das Ergebnis der bereits verknüpften EZ1 + EZ2 gegenüber dem neu zu verknüpfenden EZ 3 höher zu gewichten, es sei denn das Gewässer 3 beherbergt eine sehr große Teilpopulation!

In der Praxis kann eine derartige Verknüpfung trotz logischen Grundgerüsts wohl nur mit viel Gefühl vollzogen werden.

Eine Möglichkeit besteht darin, in einem größeren Natura 2000 – Gebiet Teilflächen separat zu bewerten, deren Gewässer räumlich in Verbindung stehen.

Beispiel: Gewässerkomplex aus 3 oder 4 Gewässern, deren Populationen als Metapopulation ausgebildet sind, weist einen guten oder hervorragenden Erhaltungszustand auf. In einiger Entfernung (z.B. in 1,5 und 3 km Entfernung) liegen zwei weitere, isolierte Populationen, deren Erhaltungszustand mittel-schlecht eingestuft wird. Eine Gesamtbewertung würde den Gewässerkomplex unverhältnismäßig schmälern.

In Auegebieten mit ausgeprägteren Gewässernetzen sind alle Gewässer zu bearbeiten, da bekannter Weise nur ein Teil als Laichgewässer für die Art in Frage kommt. Entsprechende Vereinfachung durch Bewertung von Gewässergruppen.



Gewässerabstand < 500 m,
keine Barrieren

		EZ 1			
		< 500	A	B	C
EZ 2	A	A	A	B	
	B	A	B	C	
	C	B	C	C	

Gewässerabstand 500-1000 m,
keine Barrieren

		EZ 1			
		500 - 1000	A	B	C
EZ 2	A	A	B	B	
	B	B	B	C	
	C	B	C	C	

Liegen auf Gebietsebene nur Gewässer vor, die mehr als 1000 (1500) m von einander entfernt sind, oder sind auch näher gelegene Gewässer durch unüberwindbare Barrieren voneinander getrennt, so kann der Erhaltungszustand nur dann B sein, wenn die Einzelpopulationen dementsprechend groß sind (jeweils über 500 adulte Individuen).

Gewässerabstand 1000-1500 m, keine Barrieren;

		EZ 1			
		1000-1500	A	B	C
EZ 2	A	B	C	C	
	B	C	C	C	
	C	C	C	C	

17 1167 TRITURUS CARNIFEX (LAURENTI, 1768)

17.1 Schutzobjektsteckbrief

17.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Alpenkammolch, Italienischer Kammolch

17.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Vertebrata, Amphibia, Caudata, Salamandridae

Anmerkungen zu Hybridisierung und Unterarten: WOLTERSTORFF (1923) betrachtete alle europäisch-vorderasiatischen Kammolche als Vertreter einer Art mit den vier Unterarten *T. cristatus cristatus*, *T. c. carnifex*, *T. c. dobrogicus*, *T. c. karelini*, die sich nach morphologischen Merkmalen mehr oder minder gut unterscheiden lassen. Erst BUCCI-INNOCENTI et al. (1983) sprachen den vier Taxa vollen Artcharakter zu und begründeten dies mit erheblichen zytologischen Unterschieden und eingeschränkter Fertilität von im Labor gezüchteten Hybriden.

Überall wo zwei dieser Arten zusammentreffen, kommt es zu umfangreicher Bastardierung mit Rückkreuzung mit den Elternarten (MAYER 2001). Im Waldviertel, wo offenbar alle drei Arten aufeinander treffen, finden sich ein Mosaik von Hybridpopulationen unterschiedlicher Zusammensetzungen (KLEPSCH 1994).

Neben der Nominatform *Triturus carnifex carnifex* existiert die Unterart *Triturus carnifex macedonicus* (Östlicher Alpenkammolch), die den Balkan besiedelt.

Merkmale: Mittelgroßer, kräftiger Wassermolch; gedrungene Körperform mit breitem Schädel; Extremitäten im Vergleich zum Donaukammolch und zum Nördlichen Kammolch länger und kräftiger (v. a. bei Männchen);

Färbung und Zeichnung adulter/subadulter Tiere (nach KLEPSCH 1994; THIESMEIER & KUPFER 2000):

Oberseite: hellbraungrau bis dunkelbraun, schwarzgrau, grau-gelblich oder oliv; mit großen runden schwarzen Flecken, die manchmal undeutlich sind oder sogar fehlen können; es können auch grünlich-blau irisierende Schecken auftreten; Flanken nicht oder nur wenig weißlich granuliert; Weibchen und Jungtiere sowie die Metamorphlinge haben oft einen dunkelgelben Dorsalstreifen (Dorsallinie) in der terrestrischen Phase, der am Hinterkopf beginnt und sich bis zur Schwanzspitze zieht;

Kehle: dunkelbraun bis schwarz, weiß getüpfelt;

Bauchseite: gelb- bis hellorange mit schwarzgrauen Flecken unterschiedlicher Größe, die im Vergleich zu *T. cristatus* und *T. dobrogicus* meist etwas verwaschen und unscharf aussehen; die Flecken sind meist unregelmäßig verteilt und können auch miteinander verschmelzen, so dass der Großteil der Bauchseite dunkel ist. Die Färbung der Bauchseite setzt sich am Saum der Schwanzunterseite bis zur Schwanzspitze fort.

Wassertracht: Während der Paarungszeit tragen die Männchen einen auffälligen Kamm entlang der Rückenlinie, der über der Kloake unterbrochen ist (ist bereits bei der Anwanderung zum Laichgewässer zu sehen). Er setzt bereits an der Kopfoberseite zwischen den Augen an und ist im Vergleich zu *T. cristatus* und *T. dobrogicus* nicht so stark ausgebildet und gezackt. An den Schwanzseiten zieht ein weißbläuliches, perlmuttartiges Band bis zur Schwanzspitze. Die gelborangen Finger und Zehen tragen bei beiden Geschlechtern in Wassertracht schwarze Ringe. Die Haut ist besonders beim Weibchen während der Fortpflanzungsperiode fein granuliert bis glatt.

Morphometrie:

Gesamtlänge (GL): Niederösterreich (KLEPSCH 1994): Mauerbach: 7 Weibchen: 114-168 mm (MW 143 +/- 16,6 mm Standardabw.); 4 Männchen: 114-152 mm (MW 133 +/- 15,7 mm Standardabw.). Wolfshoferamt: 4 Weibchen: 125-157 mm (MW 142 +/- 16,4 mm Standardabw.); 4 Männchen: 115-142 mm (MW 130,5 +/- 12,5 mm Standardabw.).

Das größte bekannte Exemplar stammt aus der Nähe von Florenz und erreichte in Gefangenschaft eine GL von 209 mm (LANZA & CAMPOLMI 1991).

Kopf-Rumpf-Länge (KRL): Salzburg – Ameisensee (MALETZKY 2002): Untersuchungsjahr 2000: 10 Weibchen: 88-94 mm (MW 88,6 +/- 4,5 mm Standardabw.), 10 Männchen: 74-83 mm (MW 78,1 +/- 4,5 mm Standardabw.); Untersuchungsjahr 2001: 19 Weibchen: 71-98 mm (MW 88,3 +/- 7,3 mm Standardabw.), 16 Männchen: 70-87 mm (MW 79,9 +/- 5,1 mm Standardabw.). Die Weibchen waren in beiden Jahren signifikant länger (t -Test: $p < 0,01$).

Salzburg – Ameisensee (PESTA 2002): Untersuchungsjahr 2001: 9 Weibchen: 76-88 mm (MW 82,9 +/- 3,9 mm Standardabw.), 11 Männchen: 70-82 mm (MW 75,2 +/- 3,7 mm Standardabw.). KRL beider Geschlechter nicht signifikant verschieden (t -Test, $t = 4,54$, $FG = 18$, $p > 0,001$).

Das Alter der Tiere wurde bestimmt (Phalangenamputation, Zählen der Wachstumsringe im Knochen): Kein Zusammenhang zwischen KRL und Alter, weder bei Männchen ($r^2 = 0,00271$, $p = 0,879$) noch bei den Weibchen ($r^2 = 0,00817$, $p = 0,817$).

Körpermasse (M): Salzburg – Ameisensee (MALETZKY 2002): Untersuchungsjahr 2001: 19 Weibchen: 7,8-20 g (MW 15,1 +/- 3,7 g Standardabw.) 16 Männchen: 6,7-14,3g (MW 11,4 +/- 2,0 g Standardabw.). Weibchen signifikant schwerer (t -Test: $p < 0,01$).

Salzburg – Ameisensee (PESTA 2002): Untersuchungsjahr 2001: 9 Weibchen: 15,3-23,2 g (MW 18,87 +/- 2,55 Standardabw.) 11 Männchen: 10,3-15,6 g (MW 12,86 +/- 1,76 g Standardabw.). Weibchen waren signifikant schwerer (t -Test, $t = 6,24$, $FG = 18$, $p < 0,001$).

Das Alter der Tiere wurde bestimmt (Phalangenamputation, Zählen der Wachstumsringe im Knochen): Kein Zusammenhang zwischen M und Alter, weder bei Männchen ($r^2 = 0,105$, $p = 0,330$) noch bei den Weibchen ($r^2 = 0,0786$, $p = 0,465$).

Larven (nach GROSSE & GÜNTHER 1996; Angaben für *T. cristatus*): Frisch geschlüpfte Larven sind 8-12 mm lang und besitzen an den Kopfseiten je einen Haltefaden oder Balancer, der ein klebriges Sekret absondern kann und mit dem sich die Tiere in den ersten Tagen an submerser Vegetation anheften können. Schwanz und Augen sind gut entwickelt, neben drei Paar äußeren Kiemen sind an der Stelle der späteren Vorderextremitäten nur Stümpfe vorhanden.

Mit 20-25 mm Gesamtlänge haben sie voll entwickelte Extremitäten, mit 30 – 40 mm alle für Kammolche typische Merkmale, v. a. die auffallenden dunklen Flecken auf hellem Grund. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal zu den anderen Molchlarven ist der goldenfarbene Irisring, der schon bei kleinen Larven zu sehen ist.

Eier (nach GROSSE & GÜNTHER 1996; Angaben für *T. cristatus*): Kammolcheier sind einfarbig gelblich bis weißlich-grün (die der anderen einheimischen Molche sind zweifärbig mit einer oberen hellen und einer unteren dunklen Hälfte). Mit einem Durchmesser von 1,6-2 mm sind sie auch größer als die der anderen heimischen Molcharten. Die umgebende Eihülle ist 4-5 mm lang und 2,5-3,5 mm breit Die Eier werden vom Weibchen einzeln abgegeben und vollständig in Pflanzenmaterial gewickelt.

Unterscheidung der drei Arten über morphologisch-anatomische Kriterien:

Der *Wolterstorff-Index* (WI) beschreibt das prozentuelle Verhältnis der Vorderbeinlänge zum Abstand der Vorder- und Hinterbeine. ARNTZEN & WALLIS (1994) konnten jedoch zeigen, dass der WI in 31 % der Fälle zu Fehlbestimmungen führt. Die Anzahl Rippen tragender Wirbel

(ARW) lässt eine genauere Bestimmung zu, die Fehlerrate betrug 13,7 %. Mit dem WI lässt sich am besten *T. dobrogicus* von den beiden anderen Arten unterscheiden. Eine tabellarische Zusammenstellung der unterschiedlichen Werte findet sich bei THIESMEIER & KUPFER (2000).

17.1.3 Biologie

Abgesehen von einzelnen jahreszeitlich sehr frühen (Anfang Februar) bzw. späten (Ende November) Funden, setzen regelmäßige Beobachtungen Anfang März ein und enden Mitte Oktober. Adulte Tiere wurden gehäuft zw. Ende April und Ende Mai im Gewässer angetroffen. Funde an Land sind über die gesamte Aktivitätsperiode gleichmäßig selten. Funde von Eiern liegen von Mitte März bis Mitte Mai vor. Beobachtungen im Zusammenhang mit der Fortpflanzung erfolgten zwischen 26. März und 9. Juni. Larven finden sich von Ende April bis Anfang Oktober mit einem Häufungsmaximum von Anfang Juli bis Ende August. Der Schlupf erfolgt demnach etwa ab Ende April (Auswertung der HFDÖ, CABELA & GRILLITSCH 2001).

Die adulten Kammolche wandern in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen bereits ab Februar zu den Laichgewässern. Diese Anwanderungsphase zieht sich über einen längeren Zeitraum, wobei sich die Einwanderung späterer Individuen mit der Abwanderung einzelner Tiere, die ihre Fortpflanzung schon vollzogen haben, überschneiden kann. Während der Paarungszeit kommt es in den Laichgewässern zu ausgedehnten Balzritualen. Etwa zwei bis drei Wochen nach Aufsuchen des Wassers legt das Weibchen nach erfolgter Aufnahme der Samenmasse (innere Befruchtung!) die etwa 200 bis 400 befruchteten Eier einzeln in der Wasservegetation nahe der Wasseroberfläche ab (GÜNTHER 1996). Dabei presst es seine Kloake beispielsweise auf ein Blatt einer submersen Pflanze und faltet dieses mit den Hinterbeinen so zusammen, dass das Ei vollständig umschlossen ist. Diese Art der Eiablage ist als Schutz vor Räubern anzusehen. In Versuchen mit eingewickelten und nicht eingewickelten Eiern waren letztere alle schon nach wenigen Tagen gefressen (MIAUD 1994). Allgemein kann sich der Zeitraum der Eiablage eines Weibchens über mehrere Wochen erstrecken. 12 bis 18 Tage nach der Eiablage schlüpfen die Junglarven, die sich in Abhängigkeit von den Temperatur- und Nahrungsbedingungen innerhalb von 2 bis 4 Monaten bis zur Metamorphose entwickeln (GÜNTHER 1996).

Von den einheimischen Molchen sind die Kammolchlarven am besten an das Leben im Freiwasser angepasst. Nach einer mehr an das Substrat gebundenen Anfangsphase nach dem Schlupf orientieren sich die voll ausgewachsenen Larven mehr und mehr im Freiwasser. Die bedeutet aber nicht, dass die Tiere wie Fische frei herumschwimmen, sondern nur, dass sie nicht am Boden zu finden sind. Ihr bevorzugter Aufenthaltsort dürfte in lockeren Pflanzenbeständen im nicht zu flachen Uferbereich liegen. Nähert sich die Metamorphose gehen die Larven mehr zum Bodenleben über (SZYMURA 1974). Durch diese Lebensweise sind die Larven im Gegensatz zu denen des Teichmolches einem höheren Feinddruck durch Fische ausgesetzt.

Nahrung: Im Wasser stellen neben den Kaulquappen verschiedener Froschlurche Kleinkrebse und Insekten wie deren Larven den Großteil der Beutetiere dar. Über die Nahrung der Kammolche an Land ist wenig bekannt. KUZMIN (1995) nennt Regenwürmer, Nacktschnecken, Insekten und deren Larven, aber auch kleinere Teichmolche. Junge Kammolche dürften sich vor allem von den in der Streuschicht am häufigsten vertretenen Milben (*Acar*i) und Springschwänzen (*Collembola*) ernähren, wie es GRIFFITHS (1996) für Faden- und Teichmolche in Wales erwähnt. Bemerkenswert ist, dass FALKNER (1979) bei *T. carnifex* in Kärnten fast ausschließlich Gehäuseschnecken im Magen-Darmtrakt von vier Untersuchungstieren fand. Weiterhin fand sich eine Tipulidenlarve. Die Schneckenarten deuten daraufhin, dass die Molche vor allem im offenen Gelände auf Jagd gingen.

Prädatoren: KABISCH & BELTER (1968) erwähnen 19 Vogelarten, bei denen das Fressen von Wassermolchen (*Gattung Triturus*) nachgewiesen wurde. In Westfrankreich wurden besonderte Kammolche von der Ringelnatter (*Natrix natrix*) und der Äskulapnatter (*Elaphe longissima*) gefressen (JEHLE & ARNTZEN 2000).

17.1.4 Autökologie

Laich- bzw. Aufenthaltsgewässer (Sommerlebensraum): 71 % der Funde von *T. carnifex* erfolgten in Teichen, Altwässern und Tümpeln. Durchwegs große, tiefe aber auch mitteltiefe Gewässer mit mäßiger bis üppiger Vegetation werden bevorzugt (CABELA & GRILLITSCH 2001).

Landlebensraum: An Wald-, Straßen- und Wegränder sowie im Bereich von Ufergehölzen und Abbaugeländen fanden sich über 70 % der Sichtungen. Waldränder überwiegen deutlich (CABELA & GRILLITSCH 2001).

Überwinterungshabitat: Ameisensee (Salzburg, Tennengau, 1282 m NN) (MALETZKY 2002):

Tiere wanderten eher in den weiter entfernten Wald als in die näher gelegene Feuchtwiese. Zum Teil wurden besonderte Individuen mit anderen Vertretern ihrer Art, aber auch mit Teich- oder Bergmolchen vergesellschaftet im Winterquartier angetroffen. 2001 wurden von 25 Tieren 14 (56%) in Kleinsäugerbauten als Winterquartier gefunden, v. a. im Stamm- bzw. Wurzelbereich von Fichten. Die Tiere befanden sich meist tiefer als 20 cm unter der Erdoberfläche. Der Rest befand sich unter Felsblöcken, Erdschollen oder großen Totholzstücken, sowie morschen Baumstümpfen.

Siehe auch entsprechendes Kapitel bei *T. cristatus*.

17.1.5 Populationsökologie

Abundanz: Für die Landlebensräume gibt es aufgrund der verborgenen Lebensweise keine Angaben zu Populationsdichten. Für die Laichgewässer lassen sich über die Fangzahlen zu- und abwandernder Tiere Dichteangaben machen.

z.B. Salzburg – Ameisensee (MALETZKY 2002), Populationsschätzung aufgrund von Fang-Wiederfang-Berechnung: 2000: 805 adulte Individuen; 2001: 327 adulte Individuen

Alter der Individuen: Salzburg – Ameisensee (PESTA 2002): Altersbestimmung mittels Skelettchronologie;

Untersuchungsjahr 2001: 9 Weibchen: 8-15 Jahre (MW 11,4; Median 12 Jahre), 11 Männchen: 5-16 Jahre (MW 10,5; Median 10 Jahre).

Weibchen waren nicht signifikant älter als die Männchen (*t*-Test, $p > 0,001$; Kolmogorov-Smirnov-Test, $p > 0,05$, $D = 0,2636$).

Unterschiede in der Altersstruktur syntop vorkommender Molche: Salzburg – Ameisensee (PESTA 2002)

Alpenkammolch – Bergmolch: Alpenkammolch-Weibchen sind älter und unterscheiden sich von den Bergmolch-Weibchen signifikant (Kolmogorov-Smirnov-Test, $p < 0,05$, $D = 0,6000$). Bei Männchen keine Unterschiede (Kolmogorov-Smirnov-Test, $p > 0,05$, $D = 0,3846$)

Alpenkammolch – Teichmolch: Keine Unterschiede zwischen den Arten in beiden Geschlechtern (Kolmogorov-Smirnov-Test, $p > 0,05$, $D = 0,1636$)

Fortpflanzungserfolg: Wie HORNER & MACGREGOR (1985) zeigten, ist das Chromosom 1 bei allen vier Kammolcharten für eine merkwürdige Erscheinung verantwortlich. Sind die beiden Chromosomen identisch gestaltet (homomorph), entwickeln sich 50 % der Embryonen nicht über das Schwanzknospenstadium hinaus und sterben ab. Nur bei heteromorpher Ausprägung entwickeln sich die Embryonen ohne Verzögerung.

Niedere Eizahlen pro Weibchen (200-400, Extremwerte 50-700; GROSSE & GÜNTHER 1996), Letalfaktor und schließlich die Prädation an Eiern und Larven führen zu einer relativ geringen Emergenz (Reproduktionserfolg in Form metamorphosierter Jungtiere). KUPFER (1996) erhob eine durchschnittliche Emergenzrate von 3,6 %, sehr niedere Werte erhielten JAHN (1995) mit < 0,01 % und MÜLLNER (1991) mit 0,05 % (alle Untersuchungen an *T. cristatus*).

Wanderungen:

Wanderung zum (vom) Laichgewässer:

Daten von Amphibienwanderstrecken an Straßen (Zaun – Kübel – Methode, Totfunde):

Wien – Exelbergstraße: Anwanderung 1.-15.3.02 2 Molche, 16.-31.3.02 11 Molche, 16.-30.4.02 3 Molche; Abwanderung 1.-15.4.02 2 Molche, 16.-30.4.02 1 Molch; (Datenquelle: MA 22 – Naturschutz)

NÖ – Mauerbach: Anwanderung (1990 – 1996, Zaun jeweils Anfang / Mitte März bis Ende April /Anfang Mai) zw. 2 und 40 adulten Molchen; genauere Daten nur aus 1991 u. 1992 [22.03.91 (2 ad. W); 13.3. – 9.4.92 (8 ad. W, 2 ad. M)]; Abwanderung: nur ein Weibchen (vor 3.5.93); (Datenquelle: Dr. Stojaspal)

Kärnten (div. Amphibienwanderstrecken und Gewässer): Anwanderung: ab Mitte März (auch in höheren Lagen, z.B. Hannebauer Teich, 977 m Seehöhe); Juvenile Molche konnten ab Ende Juli, verstärkt im August angetroffen werden.

Wanderung zum Winterquartier – Wanderdistanzen (Ameisensee, Salzburg, Tennengau, 1282 m NN (MALETZKY 2002):

Entfernung besendeter Individuen vom Freisetzungsort (am Laichgewässer) zum Winterquartier: 2000: Männchen (10 Individuen): 13,1 m – 180, 5m (Mittelwert 66 m); Weibchen (10 Individuen): 60,6 m – 253,4 m (Mittelwert 103,5 m)

2001: Männchen (? Individuen): 20,7 m – 213,4 m (Mittelwert 71 m); Weibchen (? Ind.): 22,2 m – 288,9 m (Mittelwert 88,1 m);

Distanzen beider Geschlechter waren in beiden Untersuchungsjahren statistisch nicht signifikant verschieden. Es bestand auch kein Zusammenhang zwischen Kopf-Rumpf-Längen der Individuen und ihrer Wanderdistanz.

Wanderrichtung: Alle besenderten Individuen wanderten mehr oder weniger zielstrebig in eine Richtung, nördliche und westliche Himmelsrichtung wurden bevorzugt (statistisch von einer Zufallsverteilung abweichend).

Dauer der Wanderung: 2001: Migrationsdauer zwischen 1 und 8 Tagen (Medium 2 Tage), zwischen den Geschlechtern kein signifikanter Unterschied;

Wandergeschwindigkeit: 24 Tiere wurden in erster Nacht nach der Freisetzung kontinuierlich verfolgt. 2001: Männchen: 3 m/h – 14,3 m/h (Mittelwert 8,4 m/h); Weibchen: 3,1 m/h – 11,9 m/h (Mittelwert 6,8); Kein signifikanter Unterschied zwischen Kopf-Rumpf-Länge und Wandergeschwindigkeit in beiden Geschlechtern.

Siehe auch entsprechendes Kapitel bei *T. cristatus*.

17.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung (nach THIESMEIER & KUPFER 2000): Das Verbreitungsareal ist auf Europa beschränkt und reicht von Österreich über Slowenien, Kroatien, Bosnien-Herzegowina, Montenegro und Albanien bis nach Griechenland.

Italien: Verbreitung im gesamten Land, fehlt auf Sardinien und Sizilien; Verbreitungsschwerpunkt im Norden des Landes;

Schweiz: Tessin (GROSSENBACHER 1988); ausgesetzte Tiere in der Umgebung von Genf, haben innerhalb von ca. 100 Jahren die autochthonen *T. cristatus* fast verdrängt (ARNTZEN & THORPE 1999);

Deutschland: Berchtesgarden Land: *T. carnifex* / *T. cristatus* – Hybriden (SCHMIDTLER 1976; FREYTAG 1978; SCHECKELER 1991)

Ungarn: In den meisten Karten keine Angabe, jedoch bei DELY (1971). Im Grenzgebiet zum Burgenland könnte die Art in den montanen Lagen an den Ausläufern des Günser Gebirges bzw. Ödenburger Gebirges vorkommen. Auf österreichischem Gebiet liegen hier z. T. sehr grenznahe *T. carnifex* – Fundpunkte vor.

Griechenland: Nordwesten des Landes, südlichstes Vorkommen liegt am Berg Parnassos; die höchsten Fundpunkte gehen bis 2000 m Seehöhe; der Peloponnes ist fundfrei;

Morphologisch und anhand der mitochondrialen DNA unterscheiden sich die westlichen Italienischen Kammolche von den östlichen auf dem Balkan (WALLIS & ARNTZEN 1989; KALEZIC et al. 1990, 1997). Sie werden heute als *Triturus carnifex macedonicus* bezeichnet (ARNTZEN & WALLIS 1999).

EU: Deutschland, Italien, Griechenland, Österreich;

Vorkommen in den biogeographischen Regionen: Alpine Region (Italien, Österreich, Deutschland), Kontinentale Region (Italien, Österreich), Mediterrane Region (Italien, Griechenland);

Österreich: *Vertikale Verbreitung:* Tiefster Fundort: 190 m – Klosterneuburg (Niederösterreich); Höchster Fundort: 1480 m – Fölzalm, Hochschwab (Steiermark); starke Meldungshäufungen und überdurchschnittliche Dominanzwerte im Höhenbereich von 200 – 600 m; zwischen 200 m und 500 m überdurchschnittlich hohe Meldedichte;

In den höheren Gebirgslagen scheint die Art sehr selten zu sein. Als Bewohner der submontanen bis mittelmontanen Stufe dringt der Alpenkammolch entlang inneralpiner Tallandschaften stellenweise tief ins Gebirge vor. In den östlichen Tief- und Beckenlagen sowie im nördlichen Granithochland wird er durch die Geschwisterarten Donaukammolch und Kammolch ersetzt (CABELA & GRILLITSCH 2001).

Bundesländer-Vorkommen: Wien: Einzelnachweise in den westlichen Bezirken im Wienerwald und dessen Ausläufern (Amphibienwanderstrecke Exelbergstraße, Lainzer Tiergarten und anschließendes Siedlungsgebiet, Kalksburg).

Mögliche Hybridisierung mit Donaukammolch: Die Molche des Endelteichs auf der Donauinsel lassen sich nach ihrer äußeren Erscheinung dem Donaukammolch zuordnen, obwohl immer wieder einzelne Exemplare Merkmale des Alpenkammolches zeigen.

Eine genetische Untersuchung von Donaukammolchen aus dem Endelteich ergab, dass in dieser Population ein für den Alpenkammolch charakteristischer Eiweißstoff vorkommt (das F-Alloenzym der Glukosephosphatisomerase); bei anderen Donaukammolch-Populationen aus den Donauauen in Wien (Lobau, Freudenu) wurden ähnliche Verhältnisse festgestellt (KLEPSCH 1994).

In der knapp außerhalb der Wiener Stadtgrenze liegenden Klosterneuburger Au wurden auffallend kräftige Kammolche bei der Balz beobachtet. Rein phänotypisch könnten diese Merkmale des Alpenkammolches besitzen (SCHEDL, eigene Beobachtung).

Niederösterreich: Hauptverbreitung im Wienerwald; Nordöstliche Randalpen, entlang der Alpenvorlandflüsse, Einzelnachweise im Dunkelsteiner Wald, Rosaliengebirge; Hybridisierungszone mit *T. cristatus* und *T. dobrogicus* im Waldviertel (KLEPSCH 1994), mit *T. dobrogicus* möglicherweise auch im Wiener Becken und bei Klosterneuburg. Eine gesonderte Ausweisung

von Hybridpopulationen ist aus Mangel an flächendeckenden chemosystematischen Untersuchungen nicht möglich (CABELA et al. 1997).

Burgenland: Nördlichste Vorkommen im Bezirk Mattersburg (hier bisher nur an einer Stelle gefunden, laufende Untersuchung SCHEDL & KLEPSCH); weitere Fundmeldungen in den Bezirken Oberpullendorf, Oberwart, Güssing und Jennersdorf. In den östlichen tieferen Lagen ist eine Hybridisierung mit dem Donaukammolch nicht auszuschließen. Mit Ausnahme der Lafnitzauen handelt es sich eher um Einzelvorkommen.

Steiermark: Hauptverbreitung im Südosten; entlang der Mur, der Lafnitz und der Raab; an der Grenzmur mögliche Hybridisierung mit *T. dobrogicus*;

Oberösterreich: Bezüglich der Superspecies *Triturus [cristatus]* ist die Verbreitung der beiden Semispecies *T. cristatus* und *T. carnifex* nicht gänzlich geklärt. Nach derzeit vorliegenden Daten kann davon ausgegangen werden, dass *T. carnifex* im FFH-Gebiet "Unteres Trauntal" vorkommt, im FFH-Gebiet Waldaist-Naarn *T. cristatus*. In den FFH-Gebieten im Donau- Inn- und Salzbachtal wird nach derzeitigem Stand von einer Mischpopulation von *T. carnifex* und *T. cristatus* ausgegangen. Tatsächliche Mischpopulationen sind aber bisher nur von den Donauauen bei Linz und den salzburgischen Salzachauen einigermaßen gut belegt. Die Angaben zu *Triturus cristatus* sind daher in den entsprechenden FFH-Gebieten als Angaben zur Superspecies zu verstehen (Mitteilung A. SCHUSTER).

Salzburg: Hauptverbreitung im Flachgau, Mischpopulation von *T. carnifex* und *T. cristatus* in den Salzachauen. Einzelne Nachweise westlich der Stadt Salzburg und südlich bis in den Tennengau. Südlichster und zugleich höchstgelegener Fundort am Ameisensee (1282 m Seehöhe).

Kärnten: Hauptverbreitung im Klagenfurter Becken sowie entlang der Drau bis ins Obere Drautal, im unteren Gailtal bis Hermagor. Im Gegensatz zu den anderen Bundesländern fehlen in Kärnten die Geschwisterarten *T. cristatus* und *T. dobrogicus*.

Tirol: In Osttirol liegen Einzelmeldungen entlang der Drau bis Lienz vor. In Nordtirol gibt es nur zwei alte Fundpunkte bei Kufstein und Kössen (möglicherweise *T. cristatus* bzw. Hybride);

Potentielle Verbreitung: Bei insgesamt unterschiedlicher Bearbeitungsdichte liegen in weiten Teilen der Bundesländer erhebliche Kartierungsdefizite vor. Zudem ist der Nachweis der Art bei weniger umfangreichen Untersuchungen wohl oft nicht möglich.

Die Berechnung von Vorkommenswahrscheinlichkeiten anhand mehrerer Umweltvariablen (z. B. Seehöhe, Inklination, Distanz zu Gewässern, Klima etc.) weist beispielsweise für die Natura 2000 – Gebiete Niederösterreichs in einigen Gegenden, in denen nur zum Teil Nachweise der Art vorliegen, gute bis sehr gute Potenziale aus (CABELA et al. 2001).

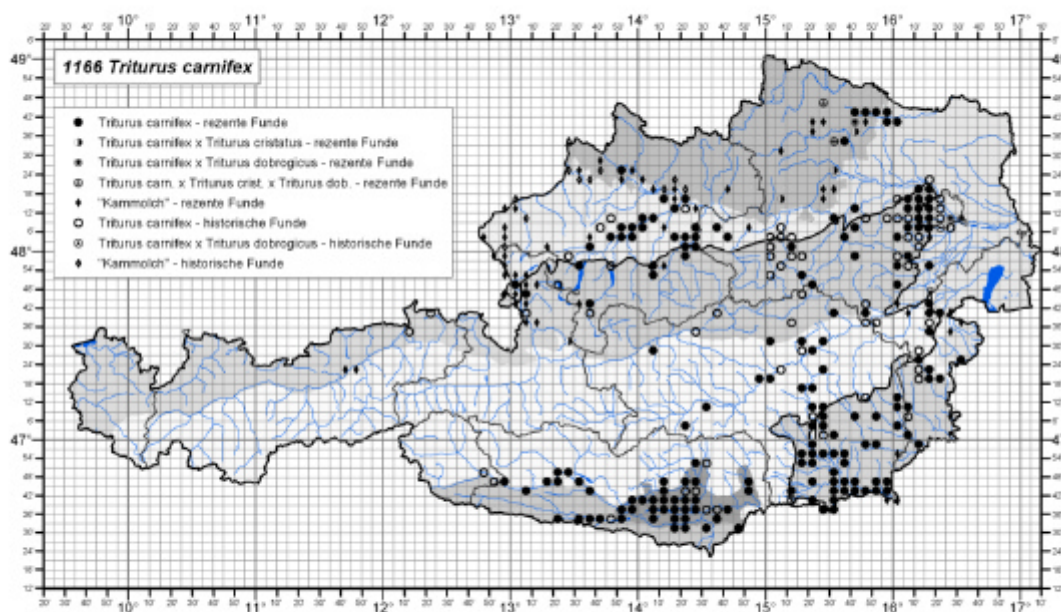
Wenig ist aus den höheren Lagen im Bereich bis 1000 m bekannt, hier sind möglicherweise weitere Fundpunkte zu erwarten.

Bestandszahlen: Insgesamt ist kaum etwas über die Bestände, geschweige über deren Entwicklungen bekannt. Eine Ausnahme bildet die Untersuchungen am Ameisensee (Salzburg), wo durch Fang-Wiederfang-Berechnungen Populationsgrößen zwischen 327 und 805 adulten Tieren errechnet wurden (MALETZKY 2002).

Im Zuge des Life – Projektes wurde der Alpenkammolchbestand im Natura 2000 Gebiet „Obere Drau“ auf 251-500 adulte Tiere geschätzt. Auf Grund des hohen Verlustes an Augewässern im Talboden sind die ehemals besseren Bestände stark verringert worden (Auskunft Büro REVITAL). Von einigen Amphibienwanderstrecken in Kärnten liegen Zahlen über wandernde Alpenkammolche vor, die zumindest eine grobe Abschätzung der Populationen zulassen (ARGE Naturschutz).

Angaben über größere Vorkommen, wie zum Beispiel „weit über 100 adulte Molche“ in einem Einzelgewässer bei Altwartenburg in Oberösterreich (Auskunft T. BADER), sind selten.

Rasterfrequenzen: In der Herpetofaunistischen Datenbank Österreichs (HFDÖ) liegen für die drei Kammolcharten insgesamt 1107 Fundmeldungen aus 740 Fundorten vor. 493 Fundmeldungen aus 316 Fundorten fallen auf den Zeitraum vor 1979, 614 Fundmeldungen aus 453 Fundorten auf den Zeitraum 1980 – 1996. Insgesamt sind dadurch 366 3 x 5 Minuten – bzw. 648 1 x 1 Minuten – Rasterfelder belegt.



17.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung:

- IUCN Red List: -
- Rote Liste Österreich: 3 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)
- Rote Liste Niederösterreich, Kärnten, Wien und Burgenland: 2 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994; CABELA et al. 1997; GUTLEB et al. 1999)
- Rote Liste Tirol, Salzburg, Steiermark, Oberösterreich: 3 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)

Schutzstatus:

- FFH-Richtlinie: Anhang II und Anhang IV
- Berner Konvention: Anhang II
- Naturschutzgesetze aller Bundesländer (Ausnahme Vorarlberg): (voll) geschützt (RIENESL 2001)

Entwicklungstendenzen: Die Situation für die Amphibien hat sich in den letzten 50 Jahren dramatisch verändert. Aus früheren Zeiten gibt es in der Regel keine Angaben über Populationsgrößen oder Bestandsentwicklungen. Bei Erhebungen im Gelände trifft man jedoch immer wieder auf ältere Personen, die davon berichten, dass vor Jahrzehnten die noch ursprünglicheren Lebensräume mit zumeist ausgeprägterem Gewässerangebot große Amphibienbestände beherbergten.

Beispielsweise existierten von insgesamt 14 im Jahr 1983 kartierten Kammolchfundorten im Waldviertel 1993 nur mehr fünf. Fünf der neun Gewässer gingen durch Fischbesatz verloren (KLEPSCH 1994).

Insgesamt muss von einem starken Rückgang geeigneter Laichgewässer sowie auch entsprechender Landlebensräume ausgegangen werden. Der damit einhergehende Zusammenbruch ganzer Populationen erklärt die gegenwärtige Situation der Art – übergebliebene, meist isolierte Klein- und Kleinstpopulationen über weite Strecken der Kulturlandschaft. In den (Rest)Augebieten der größeren Flüsse findet der Alpenkammolch teilweise noch bessere Bedingungen.

In Deutschland gehört die Geschwisterart Kammolch (*T. cristatus*) zu den Amphibienarten, die im Verlauf der letzten Jahre starke Bestandseinbußen hinnehmen musste. In Nordrheinwestfalen konnten im Rahmen der Kartierung „Herpetofauna 2000“ nach 1992 nur noch in 43% der Quadranten mit bekannten Kammolchpopulationen auch aktuelle Vorkommen nachgewiesen werden (KUPFER & VON BÜLOW 2001). Die Bestandsgrößen werden überwiegend als gering eingeschätzt. Dieser Trend deckt sich weitgehend mit den Beobachtungen aus anderen Bundesländern (GÜNTHER 1996), so dass deutschlandweit und wohl auch europaweit von einem erheblichen Bestandesrückgang der Art ausgegangen werden muss. Insbesondere große Bestände von über 100 oder sogar über 1000 Tieren werden immer seltener (GÜNTHER 1996; KRONE et al. 2001; KUPFER & VON BÜLOW 2001; PODLOUCKY 2001).

Gefährdungsursachen:

- Die starke Gefährdung des Alpenkammolches kann großteils auf den Verlust und die Entwertung der Gewässer (Laichplatz und Sommerlebensraum) zurückgeführt werden. So stellte KYEK (2001) bei der Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank Österreichs (HFDÖ) fest, dass im Zeitraum 1982 bis 1996 2038 erhobene Amphibienbiotope als stark gefährdet eingestuft wurden. Neben Gewässerverfüllungen, wasserbaulichen Maßnahmen und Entwässerungen waren Schutt- und Müllablagerungen dafür verantwortlich. 281 Gewässer wurden dadurch überhaupt vernichtet. Obwohl das Verfüllen von Teichen, Tümpeln und anderen Feuchtgebieten in vielen Bundesländern bewilligungspflichtig oder verboten ist, wurden und werden Maßnahmen dieser Art noch immer durchgeführt.
- In Augebieten sind durch Bau von Dämmen und Kraftwerken viele Gewässer verloren gegangen. Aufgrund fehlender Dynamik stagniert die Neubildung von Gewässern und viele Laichhabitate verlanden. Gebietsweise wird der Druck aufgrund intensiver Nutzung der Landlebensräume durch Forstwirtschaft, Jagd, Freizeit, Industrie, Ackerbau und Schottergewinnung verstärkt (PINTAR 2001).
- Eine weitere Gefährdungsursache – und in letzter Zeit die vielleicht vordringlichere – ist der Besatz durch Fische, da der Alpenkammolch sehr empfindlich auf Fischbesatz reagiert (siehe entsprechendes Kapitel bei *T. dobrogicus*). Damit ist nicht nur das Umwandeln in fischereilich genutzte Gewässer gemeint, sondern durchaus auch das Einsetzen von oftmals faunenfremden Arten durch „Privatpersonen“ („...weil zu einem richtigen Gewässer auch Fische gehören...“). Besonders tragisch wirkt sich dieser Umstand auf jene Molchpopulationen aus, die ohnehin isoliert sind und keine Ausweichmöglichkeiten haben.
- So gelang beispielsweise bei einer Untersuchung in einem größeren Bereich des Natura 2000 – Gebietes *Nordöstliche Randalpen: Hohe Wand – Schneeberg – Rax* nur in zwei,

ungefähr ein Kilometer voneinander entfernten Gewässern der Nachweis des Alpenkammolches (KLEPSCH & SCHEDL 2000). Beide Gewässer waren fischfrei und wiesen sehr gute Habitatbedingungen auf. Obwohl die Besitzer auf die Bedeutung aufmerksam gemacht wurden, fand sich drei Jahre später im größeren und bedeutenderen Gewässer eine Unzahl von Goldfischen.

- Die Zerschneidung der Lebensräume durch Straßen führt zur Abtrennung der Laich- bzw. Aufenthaltsgewässer von Sommer- und/oder Überwinterungshabitaten. Die Ausbreitungsmöglichkeiten der Art werden hierdurch stark eingeschränkt. Dass viele Populationen (zumindest Teile davon) Straßen queren müssen, belegen z. B. etliche Erhebungen von *Triturus carnifex* an Amphibienwanderstrecken in Kärnten (ARGE NATURSCHUTZ). An frequentierteren Straßen ohne Amphibienschutzanlagen ist von großen Verlusten auszugehen. Überfahrene Molche fallen optisch nicht so stark auf wie etwa Kröten oder Frösche und werden vielfach sicher übersehen.
- Eutrophierung der Gewässer mit den Folgen von Sauerstoffmangel, Temperaturanstieg und Algenmassenentwicklungen. Anwendung von Bioziden und Mineraldünger mit toxischer und verätzender Wirkung auf Amphibien und ihre Nahrungstiere.

Verinselung von Populationen und Genetische Verarmung isolierter Kleinpopulationen:

Die verbleibenden Kammolchpopulationen unterliegen einer zunehmenden Isolation, so dass die Wieder- oder Neubesiedlung geeigneter Lebensräume nur noch eingeschränkt stattfindet. Die Grundlagenforschung sagt voraus, dass zunehmende Verkleinerung und Isolation von Einzelpopulationen zu einer Erosion der innerartlichen genetischen Vielfalt führen und Inzuchtphänomene sowie den Verlust der Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Umweltbedingungen nach sich ziehen (FRANKHAM 1995). Amphibien sind aufgrund ihrer spezifischen Lebensweise für solche Mechanismen besonders empfänglich und eine Reduktion von Fitnessparametern wie Wachstumsraten wurde für Populationen in fragmentierten Landschaften bereits nachgewiesen (*Bufo bufo*: HITCHINGS & BEEBEE 1998; *Bufo calamita*: ROWE et al. 1999).

Die Ergebnisse der Populations-Gefährdungsanalyse (PVA) zeigen, dass kleine isolierte Populationen ein höheres Aussterberisiko besitzen als große isolierte Populationen. Zunehmender Individuenaustausch zwischen Teilpopulationen verringert die Aussterbewahrscheinlichkeit der gesamten Metapopulation. Obwohl das Aussterberisiko einer isolierten Population relativ hoch ist, ist das gemeinsame Aussterberisiko einer Gruppe solcher Populationen niedriger als das einer Einzelpopulation mit der gleichen Individuenzahl, auch wenn ein Individuenaustausch vernachlässigt wird. Dies scheint aus der asynchronen Populationsdynamik zu resultieren, die sich in einer Gruppe isolierter Populationen herausbildet. Eine untergliederte Population kann deshalb länger überleben als eine Einzelpopulation, weil es unwahrscheinlich ist, dass alle Teilpopulationen gleichzeitig aussterben (GRIFFITHS & WILLIAMS 2001).

Betrachtet man die Größe einer Population aus evolutionsbiologischer Sicht, dann ist lediglich die Zahl derjenigen Individuen von Bedeutung, die sich erfolgreich fortpflanzt und die genetische Information an die nächste Generation weitergibt. In der populationsgenetischen Grundlagenforschung spricht man, gegenübergestellt zur tatsächlichen Größe, von der „effektiven“ Größe einer Population. Schafft es lediglich ein kleiner Teil der vorhandenen Individuen einer Alpenkammolch-Population sich zu reproduzieren, findet eine genetische Verarmung isolierter Populationen in viel größerem Ausmaß statt, als eine im Freiland gemessene Populationsgröße vermuten lassen würde.

Neu etablierte molekulare Marker („Mikrosatelliten“) bieten für *T. cristatus* erstmalig einen leichten Zugang zu Informationen auf der Erbsubstanz DNA, wobei die benötigten Gewebeproben ohne langfristige negative Folgen für die untersuchten Individuen gesammelt werden können (ARTZEN et al. 1999, JEHLE et al. 2000, JEHLE et al. 2001).

Mittels eines Vergleichs von genetischen Merkmalshäufigkeiten verschiedener Generationen wurde festgestellt, dass die effektive Größe (jener Anteil der Gesamtpopulation, der sich erfolgreich fortpflanzt) von zwei Kammolch-Populationen sowohl innerhalb eines Jahres als auch über mehreren Generationen lediglich 10-20 % der mittels Fang-Wiederfang Berechnungen ermittelten Werte der Gesamtpopulation beträgt (JEHLE et al. 2001). Verhaltensbiologische Mechanismen wie Partnerwahl der Weibchen können dazu führen, dass sich lediglich ein kleiner Anteil der sich im Reproduktionsgewässer aufhaltenden Männchen erfolgreich reproduziert. Eine zusätzliche Reduktion der effektiven Populationsgröße ist durch ökologische Parameter wie ein sinkender Wasserspiegel und das damit verbundene Austrocknen eines Teils der Eier oder durch Probleme beim Spermatophorenttransfer am verschlammten Gewässergrund denkbar (JEHLE et al. 2001).

Bei einer angenommenen mittleren Populationsgröße von 100 adulten Individuen beträgt die mittlere effektive Größe von Kammolch-Populationen lediglich ca. 10-20 Individuen. Theoretische Modellrechnungen besagen, dass Populationen mindestens 500-5.000 Individuen besitzen müssen, um ihre Überlebensfähigkeit über viele Generationen zu erhalten (LANDE 1995). Der Heterozygotiegrad, ein Maß für vorhandene genetische Vielfalt, wird nach einer Zahl von Generationen, die ca. 1,4 multipliziert mit der effektiven Populationsgröße entspricht, um die Hälfte reduziert (FRANKHAM 1995). Bei einer angenommenen Generationszeit von vier Jahren (JEHLE et al. 2001) und einer effektiven Populationsgröße von 20 Individuen ist dies bei *T. cristatus* in 112 Jahren der Fall und lediglich ein mehr oder weniger regelmäßig stattfindender Individuenaustausch zwischen einzelnen Gewässern kann eine derart rapide genetische Erosion verhindern (JEHLE & ARNTZEN 2001).

Aufgrund von Befunden über eine wandernde Hybridzone wurde in einem mathematischen Voraussagemodell eine maximale Ausbreitungsrate von einem km pro Jahr angenommen (ARNTZEN & WALLIS 1991, HALLEY et al. 1996).

Vernetzte Reproduktionsgewässer, als Faustregel mindestens ein Gewässer pro Kilometer, sind für *T. cristatus* lediglich in Teilgebieten des Verbreitungsareals vorhanden (zum Beispiel in extensiv bewirtschafteten Teilen West-Frankreichs, ARNTZEN & WALLIS 1991). Ein großer Teil der Populationen in stark fragmentierten Kulturlandschaften, wie den Voralpentälern Süddeutschlands, Österreichs und der Schweiz, ist größtenteils als isoliert zu betrachten, auch wenn kleine Gruppen verbundener Reproduktionsgewässer teilweise noch vorhanden sind. Der Isolationsgrad von Kammolch-Populationen hängt stark von der Landschaft ab, ist jedoch über das gesamte Verbreitungsgebiet als hoch zu bezeichnen.

Eines der wichtigsten Konzepte der modernen Naturschutzbiologie umfasst das Definieren von so genannten „Evolutionary Significant Units“ (ESU) innerhalb einzelner Arten (MORITZ 1994, CRANDALL et al. 2000). ESUs sind Populationen oder Gemeinschaften von Populationen, die bestimmte, einzigartige Einheiten jenseits von taxonomischen Hierarchien darstellen. Sie sind in der Regel von den restlichen Populationen der jeweiligen Art etwas isoliert und weisen daher spezifische Anpassungen an ihren Lebensraum auf. Das Definieren von ESUs dient zum Beispiel als Entscheidungshilfe zur Bestimmung besonders erhaltenswerter Populationen im gegebenen Verbreitungsgebiet einer Art.

Artenschutzmaßnahmen:

- Bestandsstützungen und genetische Auffrischung von vornehmlich kleinen und isolierten Populationen durch großgezogene Larven von gefangenen Molchpärchen aus nächstgelegenen Populationen.
- Die Vernetzung der bestehenden Alpenkammolchgewässer muss durch Maßnahmen des Biotopverbundes – auch außerhalb von Schutzgebieten – deutlich verbessert werden.
- Die Wiederherstellbarkeit von ehemaligen Habitaten bzw. Schaffung neuer Lebensräume ist im Einzugsbereich noch bestehender Vorkommen sinnvoll und auch durchführbar. In

erster Linie ist an die Neuschaffung von Gewässern zu denken, wobei besser mehrere kleinere als ein größeres angelegt werden sollten.

- Wiederansiedlung von Kammolchen nach Wiederherstellung von ehemaligen Gewässern: Sofern die Tiere die nahe gelegenen Gewässer nicht ohnehin selbst wieder besiedeln kann eine Ansiedlung in Erwägung gezogen werden. In erster Linie ist dabei an größere Larven aus nahe gelegenen Laichhabitaten zu denken (wenn dort eine große Population vorhanden ist), ansonsten sind Nachzuchttiere einzusetzen.

Beispiele für An- bzw. Umsiedlungen:

Umsiedlung einer Kammolchpopulation im Ruhrgebiet (BREUKMANN & KUPFER 1998): Die aus einem Gewässer (künftiges Bauvorhaben) gefangenen Molche (241 adulte Tiere) wurden auf vier Gewässer, in denen keine Kammolche nachgewiesen werden konnten, aufgeteilt. Drei Molchpaare wurden für Nachzuchtzwecke zurückbehalten. Der Nachwuchs dieser Tiere wurde z. T. als Larven (unmittelbar vor bzw. bei Eintritt der Metamorphose), z. T. als juvenile Molche in zwei dieser Gewässer und in zwei neuen ausgesetzt. Mehrmalige Erhebungen an den sechs Gewässern zeigten in den Folgejahren, dass sich die Molche ausschließlich in den Gewässern etablieren konnten, welche mit Larven bzw. juvenilen Tieren besetzt wurden. Obwohl in einem Gewässer 162 adulte Molche eingesetzt wurden (keine Larven und juvenilen Molche), konnte in den Jahren danach bei insgesamt sieben Begehungen kein Nachweis erbracht werden.

Bei Einsetzungsversuchen in Deutschland zeigten die adulten Tiere schnell starke Abwanderungstendenzen und reproduzierten nicht oder kaum in den Ansiedlungsgewässern (GLANDT 1982, 1985).

Es gibt aber auch positive Ansiedlungsversuche, wie in Rheinland, wo die ausgesetzten adulten Molche zwei benachbarte Gewässer akzeptierten, im Umsiedlungsjahr reproduzierten und in weiterer Folge Laichpopulationen etablierten (KNEITZ 1998).

- Neben Biotopverbund (Trittsteinbiotope) stellen Lebensraumerweiterungen populationsstabilisierende Maßnahmen dar. Insbesondere isolierte Kleingewässer mit den darin isolierten Populationen sollten durch ein oder mehrere Gewässer im Umfeld (Entfernung unter 200 m) bereichert werden.
- Anlage von Pufferzonen um Laich- bzw. Aufenthaltsgewässer mit einem Radius von 50 Metern, um möglichen Schadstoffeintrag (Dünger, Agrochemikalien) in landwirtschaftlichen Flächen zu vermeiden oder zumindest zu reduzieren.
- Verbesserung des Landlebensraumes (Extensivierung, Erhaltung hoher Grundwasserstände etc.)
- Amphibienschutzanlagen an Straßen: Für jedes Laichgewässer sind im Umfeld etwaige Gefährdungen durch Straßen zu prüfen. Es ist nicht auszuschließen, dass Populationen (oder zumindest Teile davon) auch bei günstigem Gewässerumland über weitere Strecken z. B. zu den Überwinterungshabitaten wandern und dabei Straßen queren. Aber auch im Falle von größeren Gewässernetzen (z. B. Auegebieten), die durch Straßen getrennt sind. Straßenbegehungen im zeitigen Frühjahr (siehe Kapitel Wanderungen) geben meist schnell Auskunft über mögliche Bedrohungen. Finden sich überfahrene Alpenkammolche, so sind mittels Zaun-Kübel-Methode die genauen Wanderstrecken sowie die Populationsgröße zu untersuchen. Detaillierte Angaben dazu und weitere Vorgangsweisen wie Anforderungskriterien für fixe Amphibienleiteinrichtungen mit Durchlässen finden sich in den "*Richtlinien und Vorschriften für den Straßenbau*" (RVS), die den Amphibienschutz an Straßen zum Inhalt haben, und in BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFTLICHE ANGELEGENHEITEN (1999a).

Pflege- und Managementmaßnahmen:

Gewässerpflege:

- Entfernen von Müll, organischem Abfall (Laub, Mähgut), oder übermäßigem natürlichen Eintrag durch Falllaub;
- Auslichten von Ufervegetation bei zu starker Beschattung (besonders an der Südseite);
- Anlage von Flachwasserzonen;
- Freihalten von Fischbesatz (Aufklärung der Bevölkerung!); Entfernen faunenfremder Fische;
- Rechtzeitige Sicherung von Gewässern in Abbaugebieten

17.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien für die Bewertung der Verantwortlichkeit von STEINICKE et al. (2002) kommt den Österreichischen Beständen aufgrund des relativ kleinen Arealanteils und der Arealrandlage keine besondere Verantwortlichkeit zu.

Höchste Beachtung verdienen jedoch die Hybridpopulationen mit den Geschwisterarten Kammolch und Donaukammolch. Österreich ist das einzige Land, in dem diese drei Arten aufeinander treffen. Die Kontaktzonen sind erst ansatzweise erforscht.

17.1.9 Kartierung

Hinweise zur Abgrenzung von Lebensräumen der Art im Freiland: Ausgehend vom Artnachweis, der in erster Linie am Gewässer erfolgen wird, ist das Umfeld zu untersuchen. Als pragmatischer Ansatz soll ein 500 m Radius um das Laichgewässer gelegt werden, mit dem der Lebensraum der (Teil) Population abgedeckt werden soll. Das Laichgewässer mit dem umliegenden Landlebensraum – der 500 m Radius deckt eine Fläche von 78,5 Hektar ab – stellt also die unterste Bezugsebene dar. Bei einem größeren, länglichen Gewässer ist der Abstand von 500 m vom Gewässerrand in alle Richtungen einzuhalten (die Form des potentiellen Landlebensraumes wird dann eher elliptisch sein).

Liegen Artnachweise von einer Amphibienwanderstrecke vor, so ist der Bezug zum Laichgewässer herzustellen. Dieses muss nicht unbedingt das räumlich nächstgelegene Gewässer sein. Stellt sich heraus, dass sich dadurch eine größere Distanz als 500 m ergibt, ist die Fläche um potentielle Habitate zu erweitern (z.B. Überwinterungshabitate in Wäldern). Zwischen den Extremfällen Laichgewässer ist Jahreslebensraum (isolierte Population überwintert am/im Gewässer) und weiten Wanderstrecken (zu/von den Sommerhabitaten, zu/von den Überwinterungshabitaten) auch > 500 m, ist alles möglich. Zudem können sich Populationsteile unterschiedlich verhalten.

Erhebungsmethoden:

- Die einfachste Methode zur Erfassung von Amphibien ist das Abgehen des Ufers von Laichgewässern nach einem klar definierten Schema. Dabei werden alle gesichteten Individuen gezählt (KAGARISE SHERMANN & MORTON 1993).
- Der Nachweis von Molchen und deren Larven gelingt manchmal durch Auskeschern an gut zugänglichen kleineren Gewässern. Damit ist es möglich, einen erheblichen Teil der Population binnen kurzer Zeit zu fangen (BEEBEE 1990).
- Bei gut einsehbaren Gewässern ist die nächtliche Kontrolle mit Handscheinwerfern eine sehr gute Nachweismethode für Molche.

- Eine Alternative für größere, krautige Gewässer bieten Unterwasser-Reusenfallen (GRIFFITHS 1985). In einer britischen Studie zur Effizienz von Erfassungsmethoden für Amphibien werden für Molche der Gattung *Triturus* Unterwasserfallen empfohlen (GRIFFITHS et al. 1996).

Selbst größere Populationen von Molchen, wie die von BEEBEE (1990) untersuchte, sind bei ungünstiger Gewässerstruktur (dichte submerse Vegetation im Randbereich, Tiefenwasser mit dem Kescher nicht zugänglich) leicht zu übersehen. Auch die nächtliche Kontrolle mit Taschenlampen versagt unter diesen Bedingungen.

In diesen Fällen stellen Wasserfallen eine elegante Methode dar, um in unübersichtlichen und/oder großen Gewässern zumindest qualitative Aussagen über Kammolchvorkommen zu erlangen. Die einfachste Methode (GRIFFITHS 1985), die auch von KÜHNEL & RIECK (1988) beschrieben wird, besteht aus dem Einsatz handelsüblicher großer Kunststoffflaschen. Sie werden an der sich verjüngenden Stelle abgeschnitten, das Kopfstück wird verkehrt herum in die Flasche gesetzt und mit Klebeband befestigt. So entsteht eine einfache Reuse, die an Stäben gesichert ins Gewässer abgesenkt werden kann. Da adulte Molche, in der Reuse gefangen, keine Luft holen können, ist der Einsatz problematisch, in kühlem Wasser (bis 12 °C) auf max. 10-12 Stunden beschränkt.

In etwas modifizierter Form haben SCHEDL & KLEPSCH (2003, 2004) diese Methode zum Nachweis der Molche angewandt. Hierzu sind durchsichtige 1,5 Liter Kunststoffflaschen einer Mineralwassermarke verwendet worden. Wie oben beschrieben wird das Ende verkehrt in die Flasche gesteckt, allerdings werden die beiden Teile symmetrisch an drei Stellen mit einem feinen, kunststoffbeschichteten Draht aneinander gebunden, was das Freilassen gefangener Tiere erleichtert. Da die Flaschen aus einem dünnwandigen, gut verformbaren Kunststoff bestehen, kann man leicht mit einem Finger zw. die beiden Flaschenteile fahren und so einen Tunnel formen. Durch diesen können adulte Kammolche im Fluss des mit eingeschlossenen Wassers problemlos in das Fanggewässer gespült werden. Danach ist die Flasche sofort wieder einsetzbar. In den Flaschenboden werden 2 ca. 4 mm starke Löcher gebohrt, die dem Luftaustausch dienen. Zur Fixierung der Flasche im Gewässer wurde ein Bambusstäbchen schräg durch den Flaschenboden gesteckt. Unterschiedliche Stäbchenlängen (zw. 40 u. 70 cm) ermöglichten den Einsatz auch in etwas tieferem Wasser. Die Flaschenfallen wurden schräg im Gewässer fixiert, so dass zumindest ein Teil des Flaschenbodens ca. 5 cm aus dem Wasser ragte. Somit war eine Luftversorgung für gefangene, in der Flasche „auftauchende“ Tiere gewährleistet.

Damit kann die Zeitspanne zwischen Auslegen und Einholen der Fallen auch länger sein bzw. der Fangzeitraum generell auf die ganze Periode ausgedehnt werden.

So konnten Donaukammolche auch noch bei Wassertemperaturen über 25° C gefangen werden. Larven und Metamorphlinge wurden bis Ende Juli bei Wassertemperaturen um 30° C in Restwassertümpeln an der March gefangen (SCHEDL 2004; in Vorbereitung). Alle Tiere befanden sich in guter Verfassung.

Einsatz der Flaschenfallen zum qualitativen und quantitativen Nachweis von Kammolchen:

- Für quantitative Aussagen empfiehlt es sich, eine größere Anzahl von Flaschen auszubringen. In einem ersten Durchgang können die Flaschen regelmäßig im Randbereich oder bei nicht zu tiefen Gewässern auch in zentraleren Lagen positioniert werden. Der Abstand von 5 m sollte nicht überschritten werden. Oft zwingt einem das Gewässer und dessen Strukturen jedoch eher lokale Klumpungen von Fallen auf. Sollten sich Vorkommenszentren herausstellen, kann man dort mit intensiverem Falleneinsatz arbeiten. Jedenfalls sollte versucht werden, über mehrere Fangtage hinweg individuelle Daten (Fotografie der Bauchseite) der Tiere zu erhalten, um damit Fang-Wiederfang-Berechnungen anzustellen. Diese

sind unerlässlich für die Erhebung von Populationsgrößen und zur Beurteilung des Erhaltungszustandes.

- Die Flaschen sollten im Zeitraum vom späten Nachmittag bis zum frühen Abend ausgebracht werden (es sollte noch genügend Tageslicht vorhanden sein, um die Fallen gut positionieren zu können; die Reusen müssen frei von Vegetation bleiben); eine erste Kontrolle kann z. B. im Zuge von Nachtkartierungen bereits ab ca. 21 Uhr erfolgen. Die Flaschen sollten über Nacht im Gewässer verbleiben und am nächsten Tag (günstigenfalls am Morgen) kontrolliert werden. Ein Einsatz mit Kontrollen auch nach eineinhalb Tagen ist ausnahmsweise möglich.
- Beim Bergen der Flaschen muss die Reusenöffnung mit der Hand abgeschlossen werden, da sonst Tiere mit dem Wasserstrom ausgespült werden können.

Günstige Nachweiszeiten:

- Für den quantitativen Nachweis der Adulti (und Subadulti) sind die Monate April und Mai am besten. Qualitative Nachweise können auch noch später im Jahr erbracht werden. Im Zeitraum April/Mai können junge Larven bereits mit erfasst werden. Wichtig ist jedoch ein Fangdurchgang im Juni/Juli – August, um größere Larven bzw. Metamorphlinge für eine Einschätzung des Fortpflanzungserfolges zu erhalten.

Vorteile dieser Methode:

- Alpenkammolche sind im Vergleich zu anderen Amphibien schwer nachweisbar, in unübersichtlichen Gewässern „arbeiten die Fallen über Nacht“ und minimieren den Arbeitsaufwand;
- auch mit wenigen Fallen lässt sich nach eigenen Erfahrungen meist recht schnell der Nachweis von Molchen erbringen; offensichtlich üben gefangene Molche eine Anziehung auf Artgenossen aus, es wurden bis zu sechs adulte Tiere in einer Flasche vorgefunden;
- mit einer entsprechenden Zahl von Flaschen (in einem PKW sind durchaus 100 und mehr zu transportieren) können gleichzeitig mehrere Gewässer befangen werden;
- Materialkosten sind gering
- der Bau der Fangflaschen ist einfach und schnell
- das Material ist langlebig und auch über mehrere Saisonen einsetzbar
- die Fallen lassen sich gut im Gelände transportieren (in Obstkartonagen haben ca. 20, in zwei großen Säcken über 30 Flaschen platz); auch über weitere Strecken (sehr leicht);
- Zusatzfänge der vergesellschafteten Amphibien als Larven, Metamorphlinge, Subadulte und vereinzelt sogar adulte Froschlurche (Rotbauchunke, Springfrosch)
- Fänge von Fischen (Stichlinge, Moderlieschen etc.) erklären in manchen Gewässern das Fehlen der Alpenkammolche

Daneben gibt es andere Fallentypen wie z. B. größere Auftauchfallen aus einem großen trichterartigen Gefäß, das über eine verengte Stelle in die eigentliche Fangkammer mündet, dort können die Tiere auftauchen und Luft atmen.

Zum Beispiel eine durch einen Schwimmreifen auf der Wasseroberfläche schwimmende Falle, die im Fangbehälter die gefangenen Amphibien mit Luft versorgt. Transportgröße (Durchmesser ca. 60 cm) und Kosten (Materialaufwand 10-15 Euro, Selbstbau !!). Die Falle wird über drei Pfähle im Gewässer fixiert. Es konnten damit alle im Gewässer vorkommenden Amphibien gefangen werden, darunter alle vier in Deutschland vorkommenden Molcharten. Ohne Angabe von Populationsgrößen in den Laichgewässern wurden die Kammolche neben den Fadenmolchen am wenigsten gefangen. So wurden in einem Gewässer im Zeitraum Februar bis Juli

1995 in vier ständig eingesetzten Auftauchfallen gesamt 53 adulte Kammolche (5 m, 48 w) gefangen (MÖLLE & KUPFER 1998).

17.1.10 Wissenslücken

- Die artliche Zuordnung der einzelnen Nachweise in der Verbreitungskarte beruht in der Regel auf einer Einschätzung anhand des Habitus der gefundenen Molche und es ist nicht auszuschließen, dass in einzelnen Fällen Fehlbestimmungen vorliegen (MAYER 2001).
- Größere Verbreitungslücken in nahezu allen Bundesländern. Dringender Erhebungsbedarf in wenig oder kaum bearbeiteten Gebieten, vorrangig in den Natura 2000 – Gebieten und deren Umland.
- Ungenügender Kenntnisstand zur vertikalen Verbreitung.
- Fehlende Bestandszahlen.
- Mangelnde Kenntnis über die Ausdehnung der jeweiligen Hybridzonen. Die genauen Verwandtschaftsbeziehungen der drei Arten sind noch nicht vollständig aufgeklärt, die Kontaktzonen ihrer Verbreitungsgebiete erst wenig erforscht. In einigen Gebieten kommt es offenbar zur Hybridisierung verschiedener Arten (Serbien, Waldviertel, KLEPSCH 1994), aus anderen Gegenden liegen Hinweise vor, dass sich Donaukammolch und Kammolch nicht miteinander kreuzen, also als „gute Arten“ verhalten (Rumänien, WALLIS & ARNTZEN 1989; Ukraine, LITVINCHUK et al. 1994).
- Mangelnde Kenntnis über die Vernetzung bzw. den Isolationsgrad der jeweiligen (Teil)Populationen.
- Grundlagenforschung zu Hybriden hinsichtlich so genannter „Evolutionary Significant Units“ (ESU), also Populationen oder Gemeinschaften von Populationen, die bestimmte, einzigartige Einheiten jenseits von taxonomischen Hierarchien darstellen. Sie sind in der Regel von den restlichen Populationen der jeweiligen Art etwas isoliert und weisen daher spezifische Anpassungen an ihren Lebensraum auf.
- Lage und Beschaffenheit von Landlebensräumen und Überwinterungshabitaten.

17.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- ARNTZEN, J. W. & WALLIS, G. (1991): Restricted gene flow in a moving hybrid zone of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) in Western France. *Evolution*, 9: 771-782.
- ARNTZEN, J. W. & WALLIS, G. (1994): The “Wolterstorff Index” and its value to the taxonomy of the crested newt superspecies. *Abhandlungen und Berichte für Naturkunde, Magdeburg* 17: 57-66.
- ARNTZEN, J.W. & WALLIS, G. (1999): Geographic variation and taxonomy of crested newts (*Triturus cristatus* subspecies): morphological and mitochondrial DNA data. *Contributions to Zoology*, 68: 181-203, The Hague.
- ARNTZEN, J. W.; OLDHAM, R. S. & SMITHSON, A. (1999): Marking and tissue sampling effects on growth and survival in the newt *Triturus cristatus*. *Journal of Herpetology*, 33: 567-576.
- ARNTZEN, J.W. & THORPE, R. (1999): Italian crested newts (*Triturus carnifex*) in the basin of Geneva: distribution and genetic interactions with autochthonous species, *Herpetologica*, 55: 423-433.
- BEEBEE, T. (1990): Crested newts rescues: How many can be caught? – *British Herpetological Society Bulletin*, London Nr. 32:12-14
- BREUKMANN, A. & KUPFER, A. (1998): Zur Umsiedlung einer Kammolch-Population (*Triturus cristatus*) im nordöstlichen Ruhrgebiet: ein Rückblick nach zehn Jahren. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 5: 209-218, Bochum.

- BEEBEE, T. (1990): Crested newts rescues: How many can be caught? – British Herpetological Society Bulletin, London Nr. 32:12-14
- BUCCI-INNOCENTI, S.; RAGGIATI, M. & MANCINO, G. (1983): Investigations of karyology and hybrids in *Triturus boscai* and *T. vittatus*, with a reinterpretation of the species groups within *Triturus* (Caudata: Salamandridae). – Copeia, 1983: 662-672.
- CRANDALL, K.A.; BININDA-EMONDS, O.R.P.; MACE, G.M. & WAYNE, R.K. (2000): Considering evolutionary processes in conservation biology. Trends in Ecology and Evolution, 15: 290-295.
- DELY, O.G. (1971): Eine für die ungarische Fauna neue Unterart des Kammolches (*Triturus cristatus carnifex* (LAURENTI)). Vertebrata Hungarica, 12: 17-23, Budapest.
- FRANKHAM, R. (1995): Conservation genetics. Annual Reviews in Genetics, 29: 305-327
- FREYTAG, G.E. (1978): Über *Triturus cristatus* bei Salzburg (Amphibia: Caudata: Salamandridae), Salamandria, 14: 45-46, Frankfurt/M.
- GLANDT, D. (1982): Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus*-Populationen (Amphibia, Salamandriae), Amphibia-Reptilia, 3: 317-326, Leiden.
- GLANDT, D. (1985): Verhaltensreaktion und Reproduktion adulter Molche, Gattung *Triturus* (Amphibia, Urodela), nach der Langstreckenverfrachtung, Bonner zoologische Beiträge 36: 69-79.
- GRIFFITHS, R.A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *Triturus helveticus*. – British Journal of Herpetology, London 1: 5-10
- GRIFFITHS, R.A. (1996): Newts and Salamanders of Europe. Poyser, London.
- GRIFFITHS, R. A. & WILLIAMS, C. (2001): Population modelling of Great Crested Newts (*Triturus cristatus*). In: KRONE, A. (Hrsg.): Der Kammolch (*Triturus cristatus*). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 239-248.
- GROSSE, W.-R. & GÜNTHER, R. (1996): Kammolch – *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768). In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands: 120-141. Gustav Fischer, Jena.
- GROSSENBACHER, K. (1988): Verbreitungsatlas der Amphibien der Schweiz, Documenta Faunistica Helveticae, 7: 1-207, Basel.
- HALLEY, J.; OLDHAM, R.S. & ARNTZEN, J.W. (1996): Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. Journal of Applied Ecology, 33: 455-470:
- HITCHINGS, S. & BEEBEE, T.J.C. (1998): Loss of genetic diversity and fitness in common toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. Journal of Evolutionary Biology, 11: 269- 283.
- HORNER, H. A. & MACGREGOR, H. C. (1985): Normal development in newts (*Triturus*) and its arrest as a consequence of an unusual chromosomal situation. Journal of Herpetology 19: 261-270.
- JAHN, P. (1995): Untersuchungen zur Populationsökologie von *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768) und *T. vulgaris* (LINNAEUS, 1758) am Friedeholzer Schlatt. Diplomarbeit, Universität Bremen, unveröff.
- JEHLE, R. (2000): Terrestrial habitat exploitation of radio-tracked crested and marbled newts: implications for site protection. Herpetological Journal, London (in press).
- JEHLE, R.; BOUMA, P.; SZTATECSNY, M. & ARNTZEN, J.W. (2000): High aquatic niche overlap in crested and marbled newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*), Hydrobiologia, 437: 149-155.
- JEHLE, R. & ARNTZEN, J.W. (2000): Postbreeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. Journal of Zoology, London 251: 297-306.
- JEHLE, R.; ARNTZEN, J. W.; BURKE, T.; KRUPA, A. P. & HÖDL, W. (2001): The annual number of breeding adults and the effective population size of syntopic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*). Molecular Ecology, im Druck.

- JEHLE, R. & ARNTZEN, J.W. 2001: Ist der Kammolch (*Triturus cristatus*) genetisch gefährdet? In: KRONE, A. (Hrsg): Der Kammolch (*Triturus cristatus*). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 193-198.
- KABISCH, K. & BELTER, H. (1968): Das Verzehren von Amphibien durch Vögel. Abhandlungen und Berichte aus dem Staatlichen Museum für Tierkunde in Dresden, 29: 191-227, Dresden.
- KALEZIC, M.L.; DZUKIC, G.; STAMENOVIC, S. & CRNOBRJNA, J. (1990): Morphometrics of the crested newt (*Triturus cristatus* complex) from Yugoslavia: relevance for taxonomy. Arhiv Vio-loskih Nauka, 41: 17-37, Beograd.
- KALEZIC, M.L.; DZUKIC, G.; MESAROS, G. & CRNOBRJNA-ISAILOVIC, J. (1997): The crested newt (*Triturus cristatus*-Superspecies) in Ex-Yugoslavia: Morphological structuring and distribution patterns. The University Thought Publication in Natural Sciences, 4: 39-46, Pristina.
- KOWALEWSKI, L. (1974): Observations on the Phenology and Ecology of Amphibia in the Region of Czestochowa. – Acta zool. Cracov. 19: 391-460.
- KRONE, A.; KÜHNEL, K.-D.; BECKMANN, H. & BAST, H.-D. (2001): Verbreitung des Kammolches (*Triturus cristatus*) in den Ländern Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. In: KRONE, A. (Hrsg): Der Kammolch (*Triturus cristatus*). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 63-70.
- KÜHNEL, K.-D. & W. RIECK (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. – Jahrbuch für Feldherpetologie, Duisburg 2: 133-139.
- KUPFER, A. (1996): Untersuchungen zur Populationsökologie, Phänologie und Ausbreitung des Kam-molches *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768) in einem Agrarraum des Drachenfelder Ländchens bei Bonn. Diplomarbeit, Universität Bonn, unveröff.
- KUPFER, A. & VON BÜLOW, B. (2001): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) in Nordrhein-Westfalen: Verbreitung, Habitate und Gefährdung. In: KRONE, A. (Hrsg): Der Kammolch (*Triturus crista-tus*). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 83-91.
- LANDE, R. (1995): Mutation and conservation. Conservation Biology, 9: 782-791.
- LANZA, B. & CAMPOLMI, B. (1991): Body size in *Triturus cristatus*-Artenkreis (Amphibia: Caudata: Sa-lamandridae). – Mucchi, Modena 1991: 523-530.
- LITVINCHUK, S.N.; SOKOLOVA, T.M. & BORKIN, L.J. (1994): Biochemical differentiation of the crested newts (*Triturus cristatus* group) in the territory of the former USSR. Abhandlungen und Berichte des Museums für Naturkund ein Magdeburg 17: 67-74
- LITVINCHUK, S.N. & BORKIN, L.J. (1995): First record of the Danube newt, *Triturus cristatus*, in Mol-davia. Russian Journal of Herpetology, 2: 176–177, Moscow.
- MIAUD, C. (1994): Role of wrapping behavior on egg survival in three species of *Triturus* (Amphibia: Urodela). – Copeia 1994: 535-537.
- MORITZ, C. (1994): Defining „evolutionary significant units“ for conservation. Trends in Ecology and Evolution, 9: 373-375.
- MÖLLE, J. & KUPFER, A. (1998): Amphibienfang mit der Auftauchfalle: Methodik und Evaluierung im Freiland. Zeitschrift für Feldherpetologie 5: 219-227.
- MÜLLNER, A. (1991): Zur Biologie von *Triturus cristatus* und *Triturus vulgaris* unter besonderer Be-rücksichtigung des Wanderverhaltens. Diplomarbeit, Universität Hamburg, unveröff.
- PODLOUCKY, R. (2001): Zur Verbreitung und Bestandssituation des Kammolches *Triturus cristatus* in Niedersachsen, Bremen und dem südlichen Hamburg. In: KRONE, A. (Hrsg): Der Kammolch (*Triturus cristatus*). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 51-62.
- ROWE, G.; BEEBEE, T.J.C. & BURKE, T. (1999): Microsatellite heterozygosity, fitness and demogra-phy in natterjack toads *Bufo calamita*. Animal Conservation 2: 85-92.

- SCHECKELER, H.-J. (1991): *Triturus cristatus* (Kammolch). In: Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (Auftraggeber): Bericht zur Amphibienkartierung des Landkreises Berchtesgadener Land im Rahmen der Artenschutzkartierung Bayern: 18, München, unveröff.
- SCHMIDTLER, J.F. (1976): Die bemerkenswerten Kammolche (*Triturus cristatus*) des Berchtesgadener Landes, *Salamandra*, 12: 32-36, Frankfurt/M.
- STEINICKE, H.; HENLE, K. & GRUTTKE, H. (2002): Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn – Bad Godsberg.
- STOEFER, M. (1997): Populationsbiologische Untersuchung an einer Kammolchpopulation (*Triturus cristatus* LAURENTI, 1768) im Barnim (Brandenburg). – Diplomarbeit, Universität Potsdam, unveröff.
- STOEFER, M. (2001): Populationsdynamik und Raumnutzung von Kammolchpopulationen benachbarter Laichgewässer. Vortrag im Rahmen von „Vielfalt in Raum und Zeit - Langzeitdynamik und Strukturierung von Populationen bei Amphibien und Reptilien und deren Bedeutung für den Naturschutz. Fachtagung der AG Feldherpetologie der DGHT und des Bundesfachausschuss Feldherpetologie und Ichthyofaunistik des NABU 16. - 18.11.2001 in Bremen.
- SZYMURA, J. M. (1974): A competitive situation in the larvae of four sympatric species of newts (*Triturus cristatus*, *T. alpestris*, *T. montandoni* and *T. vulgaris*) living in Poland. *Acta Biologica Cracoviensia*, 17: 235-262, Krakow.
- THIESMEIER, B. & KUPFER, A. (2000): Der Kammolch – Ein Wasserdrache in Gefahr. *Zeitschrift für Feldherpetologie: Beiheft 1*, 158 S, Laurenti, Bochum.
- WALLIS, G. & ARNTZEN, J.W. (1989): Mitochondrial DNA variation in the crested newt superspecies: limited cytoplasmic gene flow among species, *Evolution*, 43: 88-104.
- WOLTERSTORFF, W. (1923): Übersicht über die Unterarten und Formen des *Triton cristatus* LAUR. - *Blätter für Aquarien- und Terrarienkunde*, Stuttgart, 34: 120-126.
- Mit speziellem Österreich-Bezug:**
- BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFTLICHE ANGELEGENHEITEN (Hrsg.) (1999): Amphibien-schutz an Straßen – Empfehlungen für den Straßenbau. Richtlinie verfaßt von M. KYEK, Institut für Ökologie, Salzburg: 32 S.
- CABELA, A.; TIEDEMANN, F. (1985b): Kartierungsarbeiten im Rosaliengebirge. *ÖGH-Nachrichten*, 1985, 5: 20, Wien.
- CABELA, A., GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Lurche und Kriechtiere (Amphibia, Reptilia). Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hrsg.), Wien.
- CABELA, A. & GRILLITSCH, H. (2001): Amphibien. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- CABELA, A.; PLUTZAR, C.; SCHEDL, H. & RÖSSLER, M. (2001): Flächenscharfe Erhebung, Bewertung und GIS-Implementierung der Habitate von Anhang II Tierarten der Richtlinie 92/43/EWG in den pSCIs Niederösterreichs (Herpetologie). Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung.
- FALKNER, G. (1970): Beobachtungen über die Schneckenahrung des Alpenkammolches (*Triturus cristatus carnifex* LAUR.) während des Landaufenthaltes. – *Faunistisch-ökologische Mitteilungen*, Kiel 3: 291-295.
- GUTLEB, B.; SMOLE-WIENER, A. K.; HAPP, U. & WALLNER, A. (1999): Rote Liste der Lurche Kärntens (Vertebrata: Amphibia). In: ROTTENBURG T.; WIESER C.; MILDNER P. & HOLZINGER, W. E. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15: 117-120. Klagenfurt.

- KLEPSCH, L. (1994): Zur Artdifferenzierung der Kammolche (*Triturus cristatus*-Artenkreis) im Waldviertel: Morphometrische und molekulargenetische Untersuchungen. - Unveröff. Diplomarbeit, Universität Wien.
- KLEPSCH, R. & SCHEDL, H. (2000): Fachteil Amphibien und Reptilien. In: TRAXLER, A. (2000): Folgeerhebung zum Naturraumpotential in Teilbereichen des Bezirkes Neunkirchen unter besonderer Berücksichtigung von Feuchtgebieten im Zusammenhang mit Natura 2000. Hollensteingraben-Reichenau. Unveröff. Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, Baudirektion.
- KYEK, M. (2001): Gefährdung und Schutz der Herpetofauna. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. - Wien (Umweltbundesamt).
- MALETZKY, A. (2002): Sommermigration und terrestrischer Lebensraum des Alpen-Kammolches *Triturus carnifex* Laurenti 1768: eine radiotelemetrische Studie am Ameisensee (1282m NN), Tennengau, Salzburg. Unveröff. Diplomarbeit, Universität Salzburg.
- MAYER, W. (2001): Unterarten und Geschwisterarten. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Wien (Umweltbundesamt).
- PESTA, J. (2002): Der Ameisensee (1282m, Tennengau, Salzburg) als Lebensraum für Berg- (*Triturus alpestris*), Teich- (*T. vulgaris*) und Alpenkammolch (*T. carnifex*): Limnologische und Populationsökologische Aspekte. Unveröff. Diplomarbeit, Universität Salzburg.
- REISS-ENZ, V. (2003): Richtlinie RVS 3.04 Amphibienschutz an Straßen – ein wichtiger Beitrag zum Amphibienschutz. Vortrag im Rahmen des Kongresses „Amphibienschutz im Alpen – Adria – Raum“ in Pörschach / Kärnten, 16. – 18. 5 2003.
- RIENESL, J. (2001): Die rechtlichen Grundlagen des Schutzes der Herpetofauna. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Wien (Umweltbundesamt).
- SCHEDL, H. & KLEPSCH, R. (2003): Errichtung und Betrieb der Brückenverbindung Hohenau – Moravsky Sväty Jan. Fachbereich Amphibien und Reptilien. Unveröff. Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung.
- SCHEDL, H. & KLEPSCH, R. (2004): Ökologische Beweissicherung Grundwasserwerk Mitterndorfer Senke. Fachbereich Terrestrische Ökologie, Herpetofauna. Unveröff. Bericht im Auftrag der Magistratsabteilung 31 – Wasserwerke, Gemeinde Wien.

Wichtige österreichische Datenquellen

Herpetofaunistische Datenbank (HFDÖ) am NHMW

Amphibiedatenbank der Arge NATURSCHUTZ in Klagenfurt

Biodiversitätsdatenbank am Haus d. Natur in Salzburg

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art

Mag. Lilian Klepsch (Wien), Dr. Antonia Cabela (NHMW), Dr. Werner Mayer (NHMW), Dr. Günther Gollmann (Institut f. Zoologie, Wien), Dr. Alexander Schuster (OÖ Landesregierung), Mag. Heimo Schedl (Klosterneuburg), Mag. Martin Kyek (Inst. f. Ökologie, Haus d. Natur, Salzburg), Mag. Karina Wiener (Arge NATURSCHUTZ, Klagenfurt), Mag. Bernhard Gutleb (Glanegg);

17.2 Indikatoren und Schwellenwerte

17.2.1 Indikatoren für die Einzelpopulation/Einzelfläche

Eine Erhebung der Habitatkriterien findet nur dann statt, wenn ein positiver Artnachweis vorliegt. In erster Linie wird dieser am Laichgewässer erfolgen. Liegen Artnachweise von einer Amphibienwanderstrecke vor, so ist der Bezug zum Laichgewässer herzustellen. Dieses muss nicht unbedingt das räumlich nächstgelegene Gewässer sein. Stellt sich heraus, dass sich dadurch eine größere Distanz als 500 m ergibt, ist der Radius um potentielle Habitate zu erweitern (z.B. Überwinterungshabitate in Wäldern).

Zwischen den Extremfällen Laichgewässer ist Jahreslebensraum (isolierte Population überwintert am/im Gewässer) und weiten Wanderstrecken (zu/von den Sommerhabitaten, zu/von den Überwinterungshabitaten), auch > 500 m, ist alles möglich. Zudem können sich Populationsteile unterschiedlich verhalten.

Als pragmatischer Ansatz soll ein 500 m Radius um das Laichgewässer gelegt werden, mit dem der Lebensraum der (Teil) Population abgedeckt werden soll. Das Laichgewässer mit dem umliegenden Landlebensraum – der 500 m Radius deckt eine Fläche von 78,5 Hektar ab – stellt also die unterste Bezugsebene dar. Bei einem größeren, länglichen Gewässer ist der Abstand von 500 m vom Gewässerrand in alle Richtungen einzuhalten (die Form des potentiellen Landlebensraumes wird dann eher elliptisch sein). Bei sehr großen Gewässern und räumlich beschränkter Laichplatzeignung kann sich der zu untersuchende Lebensraum auf die daran anschließenden Landhabitate einengen.

Die vorliegende Kriteriensammlung kann nicht alle möglichen Gewässer-/Landhabitat – Kombinationen abdecken!

Habitatindikatoren	A	B	C
Laichgewässerausstattung (Einzelgewässer)	<p>altes, größeres, auch tieferes, permanentes Stillgewässer (Weiher, Teich) mit Wasserfläche > 200m²; sonnenexponiert, mit Flachwasserzonen, gut ausgeprägter submerser Vegetation, ausgeprägter Uferzonierung;</p> <p><i>oder</i> größeres (> 200m²), temporäres Gewässer, das im Laufe des Sommers trocken fallen kann;</p> <p><i>oder</i> zwei od. mehrere eng benachbarte, kleinere Gewässer ähnlicher Qualität</p>	<p>geringere Dimensionen (> 50m²), mittlere Ausprägung;</p> <p><i>oder</i> größeres, stark beschattetes Gewässer;</p>	<p>kleines Gewässer (< 50m²) mit geringer Strukturierung, ev. beschattet</p>

Unmittelbares Gewässerumfeld (Streifen von 50 m Breite)²¹	<p>strukturreiches Umfeld mit reichlich liegendem Totholz; Einzelsträucher oder Buschgruppen (wobei die Südseite des Gewässers möglichst offen sein sollte); Feuchtwiesenbereiche günstig; ohne jegliche intensive agrarische Nutzung;</p> <p>und/oder lockere Baum/Strauchschicht (Wald, Feldgehölz), die Besonnung zulässt;</p>	<p>weniger gute Ausprägung (wenig Totholz, Einzelsträucher, oder nur ein Teil des Umfeldes sehr gut strukturiert);</p> <p>oder locker verbautes, barrierefreies Gartenland im Siedlungsgebiet;</p>	<p>unstrukturiertes Umfeld, ev. intensiv gepflegt (unmittelbar angrenzendes, intensiv bewirtschaftetes Agrarland);</p> <p>und/oder barrierereiches, stark verbautes Siedlungsgebiet;</p>
Gefährdungsursache Fischbesatz²²	<p>kein Fischbesatz (feststellbar)</p>	<p>(wahrscheinlich) geringe Besiedlung durch Fische</p> <p>und/oder nur temporär (z.B. austrocknende Gewässer)</p>	<p>künstlicher, starker Fischbesatz (z. B. auch durch ausgesetzte Goldfische)</p>
Potenzieller Landlebensraum	<p>Naturnahe Wälder (Laubwälder, Mischwälder) mit gut ausgebildeter Kraut-/Strauchschicht und hohem Totholzanteil ;</p> <p>und/oder extensiv genutzte (Feucht)Wiesen oder Weideflächen mit regelmäßigen Hecken/Buschgruppen/Feldgehölze; Anteil sehr guter Lebensräume > 75 %, in alle Richtungen gleichmäßig gegeben)</p>	<p>mäßig beeinflusste Wälder (forstlich beeinträchtigt, weniger Unterwuchs und Totholz),</p> <p>und/oder intensiver genutzte (Feucht)Wiesen mit geringerem Anteil an Hecken/Buschgruppen/ Feldgehölze;</p> <p>Anteil sehr guter Lebensräume 50 - 75 %</p>	<p>forstlich stark beeinträchtigte Wälder (hauptsächlich Nadelwald), kaum Unterwuchs und Totholz ;</p> <p>und/oder intensives Agrarland ohne Strukturen, wie Hecken/Buschgruppen/ Feldgehölze</p> <p>und/oder angrenzendes Siedlungsgebiet (wenig durchgängig)</p>
Gefährdungsursache Straße(n)²³	<p>keine Straße</p>	<p>Verkehrsfrequenzen > 50 Kfz/Tag, kaum nächtlicher</p>	<p>gut ausgebaute (auch mehrspurige) Straßen mit</p>

²¹ Indikator hinsichtlich eines möglichen Landlebensraumes, die Ausprägung kann in den verschiedenen Richtungen um das Gewässer unterschiedlich sein, wichtig hierbei ist der (mögliche) Kontext zu anderen potentiellen Habitat-elementen; d.h. jene Bereiche des Gewässerumlandes sind höher zu werten, die Anschluß an mögliche Sommer- und Winterhabitate aufweisen

²² Grundsätzliches Problem, den Fischbesatz nachzuweisen; vor allem bei geringem Besatz und/oder vornehmlich kleinen Arten (z. B. Stichling, Moderlieschen); bei Einsatz von Fallen sind die kleineren Arten bzw. Jungfische relativ gut nachweisbar.

²³ innerhalb des 500 m Radius; möglicher Gefährdungsgrad ist abzuklären (Befragung von Anrainern, Bauern, Forstleuten, Jägern; Begehung der Straßen v. a. nach Regenfällen); unasphaltierte Güter- und Forstwege werden nicht bewertet

	<i>oder</i> geringe bzw. unregelmäßige Befahrung, < 50 Kfz/Tag, kaum nächtlicher Verkehr	Verkehr (z. B. Anrainerverkehr kleiner Siedlungen)	Verkehrsfrequenzen > 500 Kfz/Tag, mit nächtlichem Verkehrsaufkommen
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	> 500 Tiere (Adulti)	100-500 Tiere (Adulti)	<100 Tiere (Adulti)
Populationsstruktur/ Reproduktion	alle Altersklassen (adult, subadult, larval), regelmäßig erfolgreiche Reproduktion	alle Altersklassen (adult, subadult, larval), mäßig erfolgreiche Reproduktion (z.B. nicht jedes Jahr)	überwiegend alte Tiere, unregelmäßige Reproduktion mit seltenem Erfolg (z.B. Gewässer trocknet meist zu früh ab)

Trennung von Landlebensraum, Landlebensraum-Laichgewässer und Laichgewässer-Komplexen (oft durchschneiden Straßen nicht nur in Einzahl, sondern netzartig die Lebensräume, so dass von einem noch größeren Gefährdungsszenario ausgegangen werden kann).

Befinden sich an der Straße Amphibienschutzanlagen, so sind folgende Sachverhalte zu prüfen:

Temporäre Amphibienschutzanlage mit (oder ohne) Kübel: Ist der Abschnitt lang genug und erfüllt das Material eine ausreichende Sperrwirkung? Ist die Betreuung über den notwendigen Zeitraum gewährleistet (wird die An- und Abwanderung im vollen Umfang betreut, Jungtierwanderung)?

Permanente Amphibienschutzanlage: ist der Abschnitt lang genug, werden bestehende Tunnel angenommen? Pflege?

Erfüllt die Schutzmaßnahme ihre Funktion, so ist der Gefährdungsgrad der Straße herabzusetzen bzw. auszuschließen!

Der Parameter „Gefährdungsursache Straße(n)“ kann an mehreren Stellen der Verknüpfung ansetzen:

- Innerhalb des 500 m Radius bei Einzelgewässern
- Zwischen zwei oder mehreren Laichgewässern
- Mehrmals über verschiedene Straßen in einem Gewässernetz

→ führt in jedem Fall bei Ausprägung C zur Abstufung um einen Grad

Spezialfälle

- Laichgewässer deckt sich mit dem ausgewiesenen Natura 2000 – Gebiet: Der potentielle, außerhalb des Gebietes liegende Landlebensraum ist nach Schema zu bewerten, allfällige weitere im Umfeld liegende Gewässer sind mit zu berücksichtigen.
- Laichgewässer ist außerhalb des Natura 2000 – Gebietes: In manchen Gebieten sind Laichgewässer bekannt, die unmittelbar außerhalb der Natura 2000 – Flächen (z.B. im Siedlungsgebiet, in Abbaugeländen), potentielle Landhabitats z. T. aber innerhalb liegen. Diese stellen jedoch oft weit und breit die einzigen Laichgewässer dar, so dass diese unbedingt Eingang in den Bewertungsschlüssel finden sollen.

17.2.2 Indikatoren für die Metapopulation auf Gebietsebene

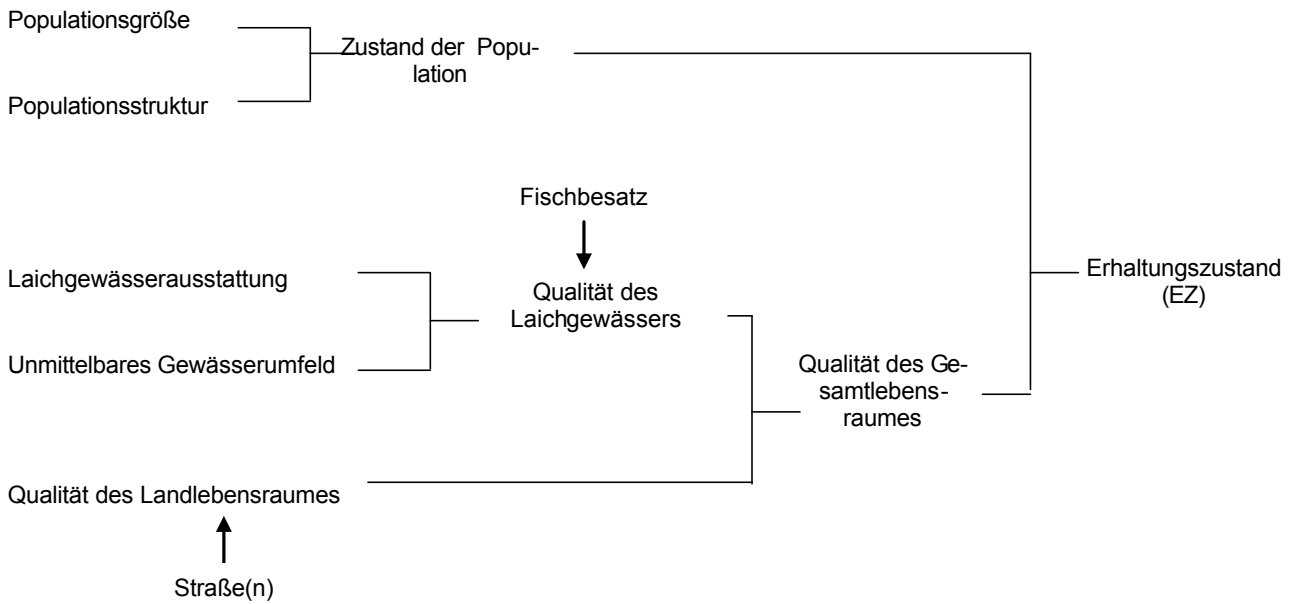
Abstand der Gewässer

Verknüpfung zweier Gewässer (Darstellung der idealisierten 500 m Radien)

- A ... Abstand < 500 m;
- B ... Abstand 500 – 1000 m;
- C ... Abstand 1000 – 1500 m;

17.3 Bewertungsanleitung

17.3.1 Bewertungsanleitung für die Population/Einzelfläche



Zustand der Population

		Populationsgröße		
		A	B	C
Populationsstruktur	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	B	C	C

Qualität des Laichgewässers

		Laichgewässerausstattung		
Gewässer-umfeld		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	C	C	C

Qualität des Laichgewässers bei Beeinträchtigung durch Fischbesatz

		Laichgewässerqualität		
Fischbesatz		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Qualität des Landlebensraumes, bei Beeinträchtigung durch Straße(n)

		Qualität Landlebensraum		
Straße(n)		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Qualität des Gesamtlebensraumes

		Qualität Laichgewässer		
Qualität Landlebensraumes		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand

		Zustand der Population		
Qualität Gesamt-lebensraum		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

17.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Bei mehr als zwei vernetzten Gewässern werden zuerst die nächstgelegenen miteinander verknüpft, das Ergebnis mit weiteren Gewässern usw.

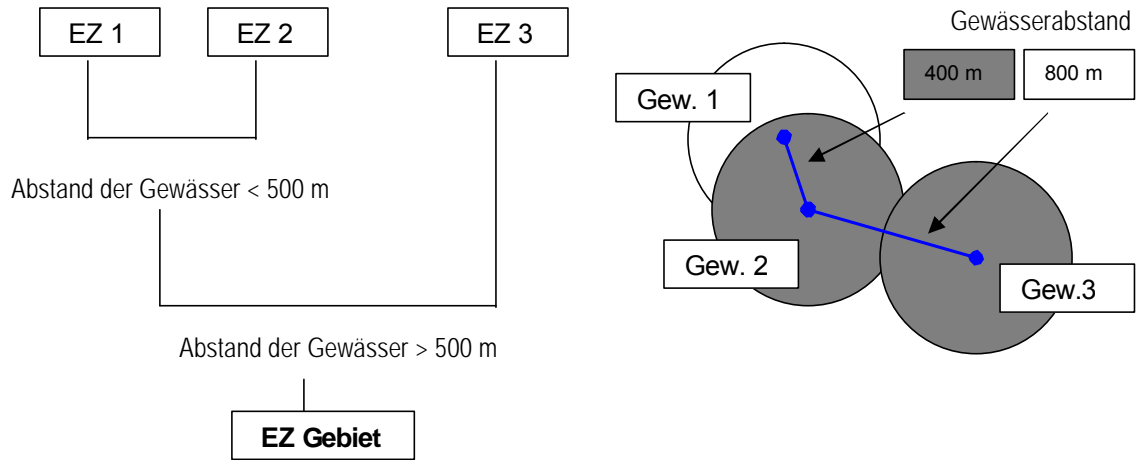
Hierbei ist das Ergebnis der bereits verknüpften EZ1 + EZ2 gegenüber dem neu zu verknüpfenden EZ 3 höher zu gewichten, es sei denn das Gewässer 3 beherbergt eine sehr große Teilpopulation!

In der Praxis kann eine derartige Verknüpfung trotz logischen Grundgerüsts wohl nur mit viel Gefühl vollzogen werden.

Eine Möglichkeit besteht darin, in einem größeren Natura 2000 – Gebiet Teilflächen separat zu bewerten, deren Gewässer räumlich in Verbindung stehen.

Beispiel: Gewässerkomplex aus 3 oder 4 Gewässern, deren Populationen als Metapopulation ausgebildet sind, weist einen guten oder hervorragenden Erhaltungszustand auf. In einiger Entfernung (z.B. in 1,5 und 3 km Entfernung) liegen zwei weitere, isolierte Populationen, deren Erhaltungszustand mittel-schlecht eingestuft wird. Eine Gesamtbewertung würde den Gewässerkomplex unverhältnismäßig schmälern.

In Auegebieten mit ausgeprägteren Gewässernetzen sind alle Gewässer zu bearbeiten, da bekannter Weise nur ein Teil als Laichgewässer für die Art in Frage kommt. Entsprechende Vereinfachung durch Bewertung von Gewässergruppen.



Gewässerabstand < 500 m, keine Barrieren

Gewässerabstand 500-1000 m, keine Barrieren

	EZ 1			
	< 500	A	B	C
EZ 2	A	A	A	B
	B	A	B	C
	C	B	C	C

	EZ 1			
EZ 2	500 - 1000	A	B	C
	A	A	B	B
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Liegen auf Gebietsebene nur Gewässer vor, die mehr als 1000 (1500) m von einander entfernt sind, oder sind auch näher gelegene Gewässer durch unüberwindbare Barrieren voneinander getrennt, so kann der Erhaltungszustand nur dann B sein, wenn die Einzelpopulationen dementsprechend groß sind (jeweils über 500 adulte Individuen).

Gewässerabstand 1000-1500 m, keine Barrieren;

	EZ 1			
EZ 2	1000-1500	A	B	C
	A	B	C	C
	B	C	C	C
	C	C	C	C

18 1993 TRITURUS DOBROGICUS (KIRITZESCU, 1903)

18.1 Schutzobjektsteckbrief

18.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Donaukammolch

18.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Chordata, Vertebrata, Amphibia, Caudata, Salamandridae

Anmerkungen zu Hybridisierung: WOLTERSTORFF (1923) betrachtete alle europäisch-vorderasiatischen Kammolche als Vertreter einer Art mit den vier Unterarten *T. cristatus cristatus*, *T. c. carnifex*, *T. c. dobrogicus*, *T. c. karelini*, die sich nach morphologischen Merkmalen mehr oder minder gut unterscheiden lassen. Erst BUCCI-INNOCENTI et al. (1983) sprachen den vier Taxa vollen Artcharakter zu und begründeten dies mit erheblichen cytologischen Unterschieden und eingeschränkter Fertilität von im Labor gezüchteten Hybriden.

Überall wo zwei dieser Arten zusammentreffen, kommt es zu umfangreicher Bastardierung mit Rückkreuzung mit den Elternarten (MAYER 2001). Im Waldviertel, wo offenbar alle drei einheimischen Arten aufeinander treffen, finden sich ein Mosaik von Hybridpopulationen unterschiedlicher Zusammensetzungen (KLEPSCH 1994).

Merkmale: Mittelgroßer, schlanker Wassermolch mit relativ kurzen Extremitäten und einem schmalen Kopf.

Färbung und Zeichnung adulter/subadulter Tiere (nach THIESMEIER & KUPFER 2000):

Oberseite: schwarz bis dunkelbraun; an den Flanken befinden sich weiße Tüpfel;

Kehle: schwarz oder grau mit kleinen, weißen Tüpfeln;

Bauchseite: orange bis rotorange (selten rot) mit scharf abgegrenzten schwarzen Punkten und Flecken unterschiedlicher Größe; die Färbung der stark vorgewölbten Kloake ist bei den Männchen schwarz, ebenso die Schwanzunterseite; bei den Weibchen ist die flachere Kloake entsprechend der Bauchseite gefärbt, ebenso der Saum der Schwanzunterseite bis zur Schwanzspitze;

Wassertracht: Während der Paarungszeit tragen die Männchen einen hohen, auffällig gezackten Kamm entlang der Rückenlinie, der über der Kloake unterbrochen ist (ist bereits bei der Anwanderung zum Laichgewässer zu sehen). Er setzt bereits an der Kopfoberseite zwischen den Augen an und zieht sich bis zum Hinterrücken. Nach einer kurzen Unterbrechung über dem Ansatz der Hinterbeine setzt er sich als gewellter oder schwach gezackter Hautsaum bis zur Schwanzspitze fort. An den Schwanzseiten zieht ein weißbläuliches, perlmuttartiges Band bis zur Schwanzspitze. Die gelborangen Finger und Zehen tragen bei beiden Geschlechtern in Wassertracht schwarze Ringe.

Morphometrie: *T. dobrogicus* bleibt mit einer Maximallänge von 164 mm (Weibchen) bzw. 140 mm (Männchen) kleiner als die Geschwisterarten *T. carnifex* und *T. cristatus*.

Gesamtlänge (GL): Wien (KLEPSCH 1994):

Lobau: Weibchen (n = 10): 111-133 mm (MW 122 +/- 8 mm Standardabw.); Männchen (n = 4): 106-119 mm (MW 112 +/- 5,5 mm Standardabw.); Subadulti (n = 3): 78-97 mm (MW 86,7 +/- 9,6 mm Standardabw.);

Freudenau: Weibchen (n = 4): 97-111 mm (MW 102,4 +/- 5,6 mm Standardabw.); Männchen (n = 6): 88-103 mm (MW 98,1 +/- 5,6 mm Standardabw.)

Nicht geschlechtsreife Tiere: besitzen noch kein ausgeprägtes Bauchmuster, oft ist ihre hell-orange Bauchseite gänzlich ohne schwarze Flecken;

Frisch metamorphosierte Molche (Metamorphlinge, Juvenes): Merkmale: Kiemenreste, Größe 50-80 mm (NÖLLERT & NÖLLERT 1992) und Gewicht (ca. 2 g; JAHN 1995)

Larven (nach GROSSE & GÜNTHER 1996; Angaben für *T. cristatus*): Frisch geschlüpfte Larven sind 8-12 mm lang und besitzen an den Kopfseiten je einen Haltefaden oder Balancer, der ein klebriges Sekret absondern kann und mit dem sich die Tiere in den ersten Tagen an submerser Vegetation anheften können. Schwanz und Augen sind gut entwickelt, neben drei Paar äußeren Kiemen sind an der Stelle der späteren Vorderextremitäten nur Stümpfe vorhanden. Von den anderen Molchlarven sind sie anfangs schwer zu unterscheiden.

Mit 20-25 mm Gesamtlänge haben sie voll entwickelte Extremitäten, mit 30 – 40 mm alle für Kammolche typische Merkmale, v. a. die auffallenden dunklen Flecken auf hellem Grund. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal zu den anderen Molchlarven ist der goldenfarbene Irisring, der schon bei kleinen Larven zu sehen ist.

Eier (nach GROSSE & GÜNTHER 1996; Angaben für *T. cristatus*): Kammolcheier sind einfarbig gelblich bis weißlich-grün (die der anderen einheimischen Molche sind zweifärbig mit einer oberen hellen und einer unteren dunklen Hälfte). Mit einem Durchmesser von 1,6-2 mm sind sie auch größer als die der anderen heimischen Molcharten. Die umgebende Eihülle ist 4-5 mm lang und 2,5-3,5 mm breit. Die Eier werden vom Weibchen einzeln abgegeben und vollständig in Pflanzenmaterial gewickelt.

Unterscheidung der drei Arten über morphologisch-anatomische Kriterien: Der *Wolterstorff-Index* (WI) beschreibt das prozentuelle Verhältnis der Vorderbeinlänge zum Abstand der Vorder- und Hinterbeine. ARNTZEN & WALLIS (1994) konnten jedoch zeigen, dass der WI in 31 % der Fälle zu Fehlbestimmungen führt. Die Anzahl rippentragender Wirbel (ARW) lässt eine genauere Bestimmung zu, die Fehlerrate betrug 13,7 %. Mit dem WI lässt sich am besten *T. dobrogicus* von den beiden anderen Arten unterscheiden. Eine tabellarische Zusammenstellung der unterschiedlichen Werte findet sich bei THIESMEIER & KUPFER (2000).

18.1.3 Biologie

Abgesehen von einzelnen jahreszeitlich sehr frühen (Anfang Jänner bis Anfang März) Funden, setzen regelmäßige Beobachtungen Ende März ein und enden Anfang November. Deutliche Häufungsmaxima liegen im Zeitraum Ende März bis Mitte Juni und Mitte August bis Anfang Oktober. Imagines-Funde im Wasser: Ein deutliches Häufungsmaximum liegt im Zeitraum Ende März bis Mitte Juni. Imagines-Funde an Land: Die Landfunde aus der Zeit von Anfang April bis Anfang November lassen keine besonderen Häufungen erkennen. Gelegte Funde und Beobachtungen von Paarungen liegen nicht vor. Larven finden sich von Ende April bis Anfang September (Auswertung der HFDÖ, CABELA & GRILLITSCH 2001).

Die adulten Kammolche wandern in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen bereits ab Februar zu den Laichgewässern. Diese Anwanderungsphase zieht sich über einen längeren Zeitraum, wobei sich die Einwanderung späterer Individuen mit der Abwanderung einzelner Tiere, die ihre Fortpflanzung schon vollzogen haben, überschneiden kann. Während der Paarungszeit kommt es in den Laichgewässern zu ausgedehnten Balzritualen. Etwa zwei bis drei Wochen nach Aufsuchen des Wassers legt das Weibchen nach erfolgter Aufnahme der Samenmasse (innere Befruchtung!) die etwa 200 bis 400 befruchteten Eier einzeln in der Wasservegetation nahe der Wasseroberfläche ab (GROSSE & GÜNTHER 1996). Dabei presst es seine Kloake beispielsweise auf ein Blatt einer submersen Pflanze und faltet dieses mit den Hinterbeinen so zusammen, dass das Ei vollständig umschlossen ist. Diese Art der Eiablage ist

als Schutz vor Räubern anzusehen. In Versuchen mit eingewickelten und nicht eingewickelten Eiern waren letztere alle schon nach wenigen Tagen gefressen (MIAUD 1994). Allgemein kann sich der Zeitraum der Eiablage eines Weibchens über mehrere Wochen erstrecken. 12 bis 18 Tage nach der Eiablage schlüpfen die Junglarven, die sich in Abhängigkeit von den Temperatur- und Nahrungsbedingungen innerhalb von 2 bis 4 Monaten bis zur Metamorphose entwickeln (GROSSE & GÜNTHER 1996).

Von den einheimischen Molchen sind die Kammolchlarven am besten an das Leben im Freiwasser angepasst. Nach einer mehr an das Substrat gebundenen Anfangsphase nach dem Schlupf orientieren sich die voll ausgewachsenen Larven mehr und mehr im Freiwasser. Ihr bevorzugter Aufenthaltsort dürfte in lockeren Pflanzenbeständen im nicht zu flachen Uferbereich liegen. Nähert sich die Metamorphose gehen die Larven mehr zum Bodenleben über (SZYMURA 1974). Durch diese Lebensweise sind die Larven im Gegensatz zu denen des Teichmolches einem höheren Feinddruck durch Fische ausgesetzt.

Die meisten Kammolche werden mit 2-3 Jahren geschlechtsreif (MIAUD et al. 1993). Das Höchstalter in Gefangenschaft beträgt 27 Jahre (HAGSTRÖM 1977), die Lebenserwartung im Freiland 16-18 Jahre (HAGSTRÖM 1980; FRANCILLON-VIEILLOT et al. 1990; MIAUD et al. 1993).

Der Donaukammolch verbleibt von allen drei heimischen Kammolcharten am längsten im Wasser. In einer Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel war *T. dobrogicus* von Anfang März bis Ende Juli, meist sogar bis Mitte Oktober, im Wasser zu finden (JEHLE et al. 1997). Generell lässt sich in der Kammolch-Gruppe folgende Tendenz zu einem längeren Wasseraufenthalt festhalten: *T. marmoratus* etwa 3 Monate, *T. carnifex* und *T. karelinii* etwa 4 Monate, *T. cristatus* etwa 5 Monate und *T. dobrogicus* etwa 6 Monate (ARNTZEN & WALLIS 1999). Ablesen lässt sich diese mehr terrestrische bzw. aquatische Lebensweise auch an der Körperform: *T. dobrogicus* hat den kleinsten WI und die höchste ARW, was einem länglichen, kurzbeinigen und somit gut schwimmfähigen Körper entspricht.

Nahrung: Im Wasser stellen neben den Kaulquappen verschiedener Froschlurche Kleinkrebse und Insekten wie deren Larven den Großteil der Beutetiere dar. Über die Nahrung der Kammolche an Land ist wenig bekannt. KUZMIN (1995) nennt Regenwürmer, Nacktschnecken, Insekten und deren Larven, aber auch kleinere Teichmolche. Junge Kammolche dürften sich vor allem von den in der Streuschicht am häufigsten vertretenen Milben (*Acar*) und Springschwänzen (*Collembola*) ernähren, wie es GRIFFITHS (1996) für Faden- und Teichmolche in Wales erwähnt.

Prädatoren: KABISCH & BELTER (1968) erwähnen 19 Vogelarten, bei denen das Fressen von Wassermolchen (*Gattung Triturus*) nachgewiesen wurde. In Westfrankreich wurden besondere Kammolche von der Ringelnatter (*Natrix natrix*) und der Äskulapnatter (*Elaphe longissima*) gefressen (JEHLE & ANTZEN 2000).

18.1.4 Autökologie

Laich- bzw. Aufenthaltsgewässer (Sommerlebensraum):

Stehende und sehr langsam fließende vegetationsreiche, oft auch tiefere Gewässer unterschiedlichster Größe (wassergefüllte Sandgruben bzw. Steinbrüche, Weiher, Altarme, Tümpel, Löschteiche) (CABELA & GRILLITSCH 2001).

Landlebensraum:

Als typische Auwaldart an der Donau und March kommt sie in erster Linie im Bereich der Weichen Au sowie in eingestreuten Feuchtwiesen vor (CABELA & GRILLITSCH 2001)

Siehe auch entsprechendes Kapitel bei *T. cristatus*.

18.1.5 Populationsökologie

Abundanz: Für die Landlebensräume gibt es aufgrund der verborgenen Lebensweise keine Angaben zu Populationsdichten. Für die Laichgewässer lassen sich über die Fangzahlen zu- und abwandernder Tiere Dichteangaben machen.

z.B. Marchauen bei Hohenau (SCHEDL 2004; in Auswertung): Konkrete Fangzahlen an einem beidseitig der B 48 errichteten Amphibienzaun (es wurden nur die nach Norden zu den Laichgewässern wandernden Tiere berücksichtigt). Im Zeitraum 20.3. – 27.4.2004 konnten auf einer Streckenlänge von ca. 800 m 326 adulte und 4 subadulte Donaukammolche erhoben werden.

Geschlechterverteilung: Das Verhältnis Männchen zu Weibchen lag bei 1 : 2,2.

Populationsbestimmende Faktoren und Populationschwankungen: Für Populationen nicht permanenter Gewässer führen sehr trockene Jahre zu totalen Emergenzausfällen (z. B. Hohenau an der March, Hauptlaichgewässer; SCHEDL & KLEPSCH 2003).

Des Weiteren ist das Vorhandensein von Fischen von großer Bedeutung. Eine Versuchsanordnung in der Klosterneuburger Au (WAGNER 2002) soll dies verdeutlichen:

Ein 200 m² großer Auweiher der Klosterneuburger Au wurde am 15.4.02 leer gefischt (Elektrobefischung, ursprünglich nur juvenile Hechte, stochastische Fischbesiedlung) und anschließend mittels Amphibienzaunbahnen dreigeteilt. Ein Teil, der zugleich die ungünstigsten abiotischen Parameter aufwies (Beschattung, geringere Wassertemperatur, geringere Makrophytenbiomasse) blieb fischfrei. Die beiden anderen Abschnitte wurden mit Fischen besetzt. Einer mit 20 Giebeln und Karauschen (bis max. 20 cm Länge), im dritten Abschnitt – der die günstigsten abiotischen Parameter aufwies (gut besonnt, Schilfbestand)- wurden 6 Hechte und Flussbarsche (bis max. 30 cm Länge) ausgesetzt. Nach Ablachen des Springfrosches wurden seine Laichballen gleichmäßig auf die drei Abschnitte verteilt. Auf diese Art und Weise wurde der Fortpflanzungserfolg in Abhängigkeit von Fischbesatz und unterschiedlichen Gewässerparametern untersucht. Um die Annahme des Gewässers durch andere Amphibienarten zu dokumentieren wurde das Gewässer schließlich am 9.6. umzäunt. Donaukammolche waren ausschließlich im fischfreien Abschnitt vertreten. Die in größerer Zahl auftretenden Molche reproduzierten auch in diesem Gewässerteil.

Weitere Untersuchungen belegen die katastrophalen Auswirkungen von Fischbesatz auf Kammolchbestände (BEEBEE 1985, JAHN 1995).

Koexistenz von Amphibien und Fischen ist durchaus möglich, solange der Fischbesatz nicht künstlich erhöht wird und das Gewässer sehr vegetationsreiche, große Flachwasserbereiche aufweist (KLAUSNITZER 1983).

Eigene Untersuchungen belegen diesen Sachverhalt. In den Marchauen konnten an zwei größeren Gewässern mit dichter submerser, aber auch emerser Vegetation und offensichtlich wenigen Fischen Larven des Donaukammolches nachgewiesen werden (SCHEDL & KLEPSCH 2003). Diese flachen innerhalb des Hochwasserschutzdamms liegenden Gewässer werden regelmäßig überschwemmt, fallen aber auch regelmäßig trocken, so dass sich keine größeren Fischbestände etablieren können.

In mehrjährigen Populationsstudien an *T. cristatus* zeigten die Bestände zum Teil erhebliche Schwankungen (ARNTZEN & TEUNIS 1993; BAKER 1999; GLANDT 1982; HAGSTRÖM 1979).

Bei der Donaukammolch-Population am seminaturalen Endelteich (Donauinsel, Wien) sank die Zahl der Adulttiere im Verlauf der Untersuchungsperiode von 210 (1987) auf 52 (1995) Individuen. Juvenile Tiere waren größeren Schwankungen unterworfen: Tiefstwert 52 (1987), Höchstwert 818 (1991). Einer hohen Zahl von Juvenilen folgte ein vermehrtes Auftreten von Subadulten im nächsten Jahr, sie hatte jedoch keinen Einfluss auf die Zahl der Adulttiere. Das

mittlere Mindestalter der Weibchen betrug 3,08 Jahre, Männchen waren im Mittel mindestens 2,92 Jahre alt. Das höchste registrierte Alter betrug mindestens neun Jahre. Das Geschlechterverhältnis (Männchen zu Weibchen) war über den gesamten Untersuchungszeitraum ausgeglichen und schwankte lediglich zwischen 1:1,7 und 1:0,8. Jährliche Wiederfangraten beliefen sich auf 0,347 für Weibchen, 0,334 für Männchen und 0,098 für Juveniltiere (ELLINGER & JEHLE 1997).

Fortpflanzungserfolg: Wie HORNER & MACGREGOR (1985) zeigten, ist das Chromosom 1 bei allen vier Kammolcharten für eine merkwürdige Erscheinung verantwortlich. Sind die beiden Chromosomen identisch gestaltet (homomorph), entwickeln sich 50 % der Embryonen nicht über das Schwanzknospenstadium hinaus und sterben ab. Nur bei heteromorpher Ausprägung entwickeln sich die Embryonen ohne Verzögerung.

Niedere Eizahlen pro Weibchen (200-400, Extremwerte 50-700; GROSSE & GÜNTHER 1996), Letalfaktor und schließlich die Prädation an Eiern und Larven führen zu einer relativ geringen Emergenz (Reproduktionserfolg in Form metamorphosierter Jungtiere). KUPFER (1996) erhob eine durchschnittliche Emergenzrate von 3,6 %, sehr niedere Werte erhielten JAHN (1995) mit < 0,01 % und MÜLLNER (1991) mit 0,05 % (alle Untersuchungen an *T. cristatus*).

Vergesellschaftung: Gewässer mit Donaukammolchvorkommen zeichnen sich meist durch eine hohe Artenvielfalt anderer Amphibien aus.

Klosterneuburger Au (WAGNER 2002): neun weitere Amphibientaxa (*T. vulgaris*, *H. arborea*, *B. bufo*, *R. temporaria*, *R. dalmatina*, *B. bombina*, *P. fuscus*, *R. ridibunda*, *R. esculenta*);

Marchauen bei Hohenau (SCHEDL & KLEPSCH 2003): zehn weitere Amphibientaxa (*T. vulgaris*, *H. arborea*, *B. bufo*, *B. viridis*, *R. arvalis*, *R. dalmatina*, *B. bombina*, *P. fuscus*, *R. lessonae*, *R. esculenta*);

Ausbreitungspotenzial u. Wanderungen: Die Zuwanderung zum Gewässer begann bei der Langzeituntersuchung am Endelteich auf der Donauinsel in einzelnen Jahren zwischen Mitte Februar (1987, 1991, 1994) und Ende März (1986) und dauerte bis Mitte April (1993, 1994) bzw. Juni (1987) (JEHLE et al. 1997). Das Datum des Abwanderbeginns variierte zwischen Anfang Juni (1989) und Mitte September (1991). Die letzten Tiere wurden meist in der zweiten Novemberhälfte registriert.

Von diesem Gewässer aus konnte GRESSLER (1997) in ihrer Studie über die Besiedlung von Trittsteinbiotopen Wanderdistanzen von 700 m für individuell bekannte, subadulte Donaukammolche belegen.

Siehe auch entsprechendes Kapitel bei *T. cristatus*.

18.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung (nach THIESMEIER & KUPFER 2000): *T. dobrogicus* hat im Vergleich zu den anderen beiden Kammolcharten Arten das kleinste Verbreitungsareal (ARNTZEN & BORKIN 1997). Es reicht von Ostösterreich über Ungarn, die Slowakei, Kroatien, Serbien, Moldawien und die Ukraine bis zur Donaumündung am Schwarzen Meer in Rumänien. Nur gestreift werden Bosnien-Herzegowina und Bulgarien (FUHN & FREYTAG 1961; LITVINCHUK & BORKIN 1995). Das Verbreitungsareal ist nicht zusammenhängend. Eine Lücke besteht zwischen den südlichsten Vorkommen in Serbien und den nordwestlichsten Vorkommen in Rumänien.

EU: Österreich

Vorkommen in den biogeographischen Regionen: Kontinentale Region (Österreich)

Österreich: Vertikale Verbreitung: Tiefster Fundort: 115 m – Neusiedler See (Burgenland); Höchster Fundort: 350 m – Schwarzlacke im Leithagebirge (Burgenland); starke Meldungshäu-

fungen, überdurchschnittlich hohe Dominanzwerte und hohe Meldedichten treten im Höhenbereich unter 200 m auf; typischer Bewohner der planaren und kollinen Stufe (CABELA & GRILLITSCH 2001);

Bundesländer-Vorkommen: Wien: Hauptverbreitung in den Donauauen (Lobau, Wiener Teil des Nationalparks Donauauen; Reste des ehemaligen Auegebietes im Prater); Donauinsel; Eine genetische Untersuchung von Donaukammolchen aus dem Endelteich ergab, dass in dieser Population ein für den Alpenkammolch charakteristischer Eiweißstoff vorkommt (das F-Alloenzym der Glukosephosphatisomerase); bei anderen Donaukammolch-Populationen aus den Donauauen in Wien (Lobau, Freudenau) wurden ähnliche Verhältnisse festgestellt (KLEPSCH 1994). Der Umfang dieser Untersuchung war allerdings noch zu begrenzt, um den Einfluss des Alpenkammolchs auf den gesamten Genbestand (Genpool) dieser Populationen präzise abschätzen zu können (GOLLMANN 1997).

Niederösterreich: Hauptverbreitung in den Donau- und Marchauen; weiters im Tullner Feld, Wiener Becken und entlang der Leitha; Einzelfunde im Weinviertel, dort starke Rückgänge; als westlichste Vorkommen im Donautal gelten morphologisch beurteilte Funde bei Wallsee; Hybridisierungszone mit *T. cristatus* und *T. carnifex* im Waldviertel (KLEPSCH 1994); möglicherweise auch mit *T. carnifex* in Donauauen bei Klosterneuburg. Eine gesonderte Ausweisung von Hybridpopulationen ist aus Mangel an flächendeckenden chemosystematischen Untersuchungen nicht möglich (CABELA et al. 1997).

Burgenland: Hauptverbreitung im Gebiet Neusiedlersee – Seewinkel; einzelne Fundpunkte in den Tieflagen der Bezirke Mattersburg, Oberpullendorf und Güssing; eine Hybridisierung mit dem Alpenkammolch ist nicht auszuschließen.

Steiermark: Vorkommen im südöstlichsten Teil des Landes, mögliche Hybride mit *T. carnifex* an der Grenzmur;

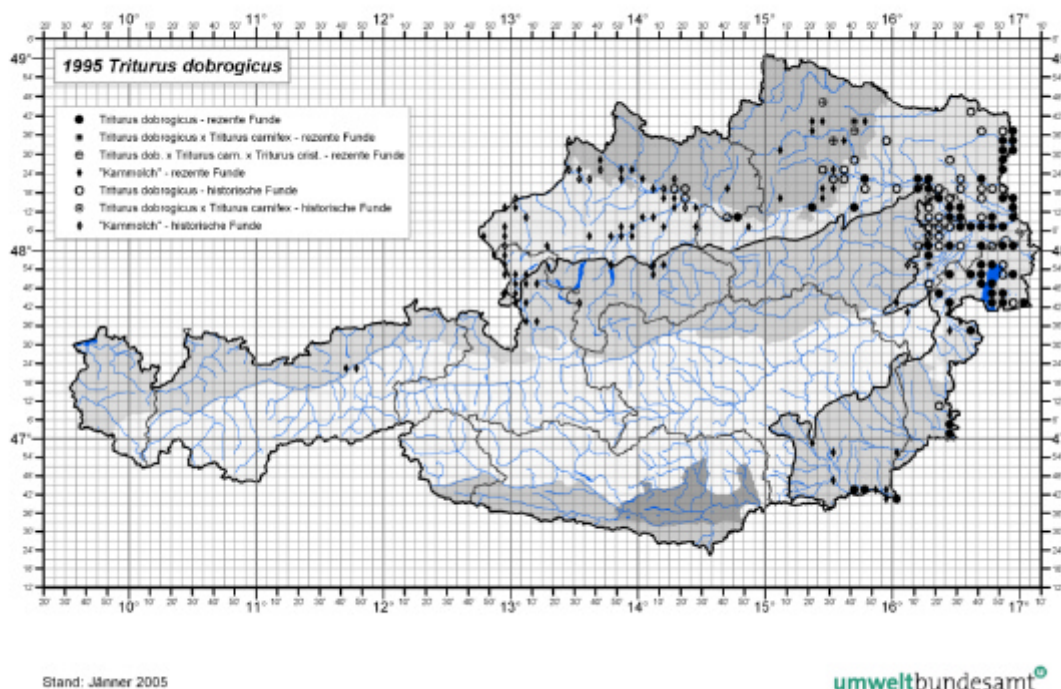
Oberösterreich: Morphologisch beurteilte Funde im Donautal bei Linz (WETTSTEIN 1957), die jedoch der Abklärung bedürfen.

Bestandessituation: Eingehende Populationsstudien fehlen, die Verbreitungszentren in den Donau- und Marchauen weisen – zumindest über weitere Bereiche – intakte, größere zusammenhängende Populationen auf.

Potentielle Verbreitung: Bei insgesamt unterschiedlicher Bearbeitungsdichte liegen – mit Ausnahme der Auegebiete – in einigen Gebieten des Verbreitungsareals Kartierungsdefizite vor. Zudem ist der Nachweis der Art bei weniger umfangreichen Untersuchungen wohl oft nicht möglich.

Bestandszahlen: Insgesamt ist kaum etwas über die Bestände, geschweige über deren Entwicklungen bekannt.

Rasterfrequenzen: In der Herpetofaunistischen Datenbank Österreichs (HFDÖ) liegen für die drei Kammolcharten insgesamt 1107 Fundmeldungen aus 740 Fundorten vor. 493 Fundmeldungen aus 316 Fundorten fallen auf den Zeitraum vor 1979, 614 Fundmeldungen aus 453 Fundorten auf den Zeitraum 1980 – 1996. Insgesamt sind dadurch 366 3 x 5 Minuten – bzw. 648 1 x 1 Minuten – Rasterfelder belegt.



18.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung:

- IUCN Red List: LR (Lower Risk) / cd (Conservation Dependent)
- Rote Liste Österreich: 2 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)
- Rote Liste Niederösterreich, Wien, Burgenland, Steiermark: 2 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994; CABELA et al. 1997)

Schutzstatus:

- FFH-Richtlinie: Anhang II
- Berner Konvention: Anhang II
- Naturschutzgesetze der Bundesländer Niederösterreich, Wien, Burgenland, Steiermark: (voll) geschützt (RIENESL 2001)

Entwicklungstendenzen: Die Situation für die Amphibien hat sich in den letzten 50 Jahren dramatisch verändert. Aus früheren Zeiten gibt es in der Regel keine Angaben über Populationsgrößen oder Bestandsentwicklungen. Bei Erhebungen im Gelände trifft man jedoch immer wieder auf ältere Personen, die davon berichten, dass vor Jahrzehnten die noch ursprünglicheren Lebensräume mit zumeist ausgeprägterem Gewässerangebot große Amphibienbestände beherbergten.

Beispielsweise existierten von insgesamt 14 im Jahr 1983 kartierten Kammolchfundorten im Waldviertel 1993 nur mehr fünf. Fünf der neun Gewässer gingen durch Fischbesatz verloren (KLEPSCH 1994).

Insgesamt muss von einem starken Rückgang geeigneter Laichgewässer sowie auch entsprechender Landlebensräume ausgegangen werden. Der damit einhergehende Zusammenbruch ganzer Populationen erklärt die gegenwärtige Situation der Art – übergebliebene, meist isolierte Klein- und Kleinstpopulationen über weite Strecken der Kulturlandschaft. In den (Rest)Augebieten der größeren Flüsse findet der Kammmolch teilweise noch bessere Bedingungen.

In Deutschland gehört die Geschwisterart *T. cristatus* zu den Amphibienarten, die im Verlauf der letzten Jahre starke Bestandseinbußen hinnehmen musste. In Nordrheinwestfalen konnten im Rahmen der Kartierung „Herpetofauna 2000“ nach 1992 nur noch in 43% der Quadranten mit bekannten Kammmolchpopulationen auch aktuelle Vorkommen nachgewiesen werden (KUPFER & VON BÜLOW 2001). Die Bestandsgrößen werden überwiegend als gering eingeschätzt. Dieser Trend deckt sich weitgehend mit den Beobachtungen aus anderen Bundesländern (GROSSE & GÜNTHER 1996), so dass deutschlandweit und wohl auch europaweit von einem erheblichen Bestandsrückgang der Art ausgegangen werden muss. Insbesondere große Bestände von über 100 oder sogar über 1000 Tieren werden immer seltener (GÜNTHER 1996; KRONE et al. 2001; KUPFER & VON BÜLOW 2001; PODLOUCKY 2001).

Gefährdungsursachen:

- Die starke Gefährdung des Donaukammmolches kann großteils auf den Verlust und die Entwertung der Gewässer (Laichplatz und Sommerlebensraum) zurückgeführt werden. So stellte KYEK (2001) bei der Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank Österreichs (HFDÖ) fest, dass im Zeitraum 1982 bis 1996 2038 erhobene Amphibienbiotope als stark gefährdet eingestuft wurden. Neben Gewässerverfüllungen, wasserbaulichen Maßnahmen und Entwässerungen waren Schutt- und Müllablagerungen dafür verantwortlich. 281 Gewässer wurden dadurch überhaupt vernichtet. Obwohl das Verfüllen von Teichen, Tümpeln und anderen Feuchtgebieten in vielen Bundesländern bewilligungspflichtig oder verboten ist, wurden und werden Maßnahmen dieser Art noch immer durchgeführt.
- In Augebieten sind durch Bau von Dämmen und Kraftwerken viele Gewässer verloren gegangen. Aufgrund fehlender Dynamik stagniert die Neubildung von Gewässern und viele Laichhabitate verlanden. Gebietsweise wird der Druck aufgrund intensiver Nutzung der Landlebensräume durch Forstwirtschaft, Jagd, Freizeit, Industrie, Ackerbau und Schottergewinnung verstärkt (PINTAR 2001).
- Eine weitere Gefährdungsursache – und in letzter Zeit die vielleicht vordringlichere – ist der Besatz durch Fische, da der Donaukammmolch sehr empfindlich auf Fischbesatz reagiert. Damit ist nicht nur das Umwandeln in fischereilich genutzte Gewässer gemeint, sondern durchaus auch das Einsetzen von oftmals faunenfremden Arten durch „Privatpersonen“ („...weil zu einem richtigen Gewässer auch Fische gehören...“). Besonders tragisch wirkt sich dieser Umstand auf jene Populationen aus, die ohnehin isoliert sind und keine Ausweichmöglichkeiten haben.
- Die Zerschneidung der Lebensräume durch Straßen führt zur Abtrennung der Laich- bzw. Aufenthaltsgewässer von Sommer- und/oder Überwinterungshabitaten. Die Ausbreitungsmöglichkeiten der Art werden hierdurch stark eingeschränkt. Dass viele Populationen (zumindest Teile davon) Straßen queren müssen, belegen z. B. etliche Erhebungen von *Triturus carnifex* an Amphibienwanderstrecken in Kärnten (Arge NATURSCHUTZ). An frequentierten Straßen ohne Amphibienschutzanlagen ist von großen Verlusten auszugehen. Überfahrene Molche fallen optisch nicht so stark auf wie etwa Kröten oder Frösche und werden vielfach sicher übersehen.
- Eutrophierung der Gewässer mit den Folgen von Sauerstoffmangel, Temperaturanstieg und Algenmassenentwicklungen. Anwendung von Bioziden und Mineraldünger mit toxischer und verätzender Wirkung auf Amphibien und ihre Nahrungstiere.

Verinselung von Populationen und Genetische Verarmung isolierter Kleinpopulationen:

Die verbleibenden Kammolchpopulationen unterliegen einer zunehmenden Isolation, so dass die Wieder- oder Neubesiedlung geeigneter Lebensräume nur noch eingeschränkt stattfindet. Die Grundlagenforschung sagt voraus, dass zunehmende Verkleinerung und Isolation von Einzelpopulationen zu einer Erosion der innerartlichen genetischen Vielfalt führen und Inzuchtphänomene sowie den Verlust der Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Umweltbedingungen nach sich ziehen (FRANKHAM 1995). Amphibien sind aufgrund ihrer spezifischen Lebensweise für solche Mechanismen besonders empfänglich und eine Reduktion von Fitnessparametern wie Wachstumsraten wurde für Populationen in fragmentierten Landschaften bereits nachgewiesen (*Bufo bufo*: HITCHINGS & BEEBEE 1998; *Bufo calamita*: ROWE et al. 1999).

Die Ergebnisse der Populations-Gefährdungsanalyse (PVA) zeigen, dass kleine isolierte Populationen ein höheres Aussterberisiko besitzen als große isolierte Populationen. Zunehmender Individuenaustausch zwischen Teilpopulationen verringert die Aussterbewahrscheinlichkeit der gesamten Metapopulation. Obwohl das Aussterberisiko einer isolierten Population relativ hoch ist, ist das gemeinsame Aussterberisiko einer Gruppe solcher Populationen niedriger als das einer Einzelpopulation mit der gleichen Individuenzahl, auch wenn ein Individuenaustausch vernachlässigt wird. Dies scheint aus der asynchronen Populationsdynamik zu resultieren, die sich in einer Gruppe isolierter Populationen herausbildet. Eine untergliederte Population kann deshalb länger überleben als eine Einzelpopulation, weil es unwahrscheinlich ist, dass alle Teilpopulationen gleichzeitig aussterben (GRIFFITHS & WILLIAMS 2001).

Betrachtet man die Größe einer Population aus evolutionsbiologischer Sicht, dann ist lediglich die Zahl derjenigen Individuen von Bedeutung, die sich erfolgreich fortpflanzt und die genetische Information an die nächste Generation weitergibt. In der populationsgenetischen Grundlagenforschung spricht man, gegenübergestellt zur tatsächlichen Größe, von der „effektiven“ Größe einer Population. Schafft es lediglich ein kleiner Teil der vorhandenen Individuen einer Kammolch-Population sich zu reproduzieren, findet eine genetische Verarmung isolierter Populationen in viel größerem Ausmaß statt, als eine im Freiland gemessene Populationsgröße vermuten lassen würde.

Neu etablierte molekulare Marker („Mikrosatelliten“) bieten für *T. cristatus* erstmalig einen leichten Zugang zu Informationen auf der Erbsubstanz DNA, wobei die benötigten Gewebeproben ohne langfristige negative Folgen für die untersuchten Individuen gesammelt werden können (ARTZEN et al. 1999, JEHLE et al. 2000, JEHLE et al. 2001).

Mittels eines Vergleichs von genetischen Merkmalshäufigkeiten verschiedener Generationen wurde festgestellt, dass die effektive Größe (jener Anteil der Gesamtpopulation, der sich erfolgreich fortpflanzt) von zwei Kammolch-Populationen sowohl innerhalb eines Jahres als auch über mehreren Generationen lediglich 10-20 % der mittels Fang-Wiederauffang Berechnungen ermittelten Werte der Gesamtpopulation beträgt (JEHLE et al. 2001). Verhaltensbiologische Mechanismen wie Partnerwahl der Weibchen können dazu führen, dass sich lediglich ein kleiner Anteil der sich im Reproduktionsgewässer aufhaltenden Männchen erfolgreich reproduziert. Eine zusätzliche Reduktion der effektiven Populationsgröße ist durch ökologische Parameter wie ein sinkender Wasserspiegel und das damit verbundene Austrocknen eines Teils der Eier oder durch Probleme beim Spermatophorentransfer am verschlammten Gewässergrund denkbar (JEHLE et al. 2001).

Bei einer angenommenen mittleren Populationsgröße von 100 adulten Individuen beträgt die mittlere effektive Größe von Kammolch-Populationen lediglich ca. 10-20 Individuen. Theoretische Modellrechnungen besagen, dass Populationen mindestens 500-5.000 Individuen besitzen müssen, um ihre Überlebensfähigkeit über viele Generationen zu erhalten (LANDE 1995). Der Heterozygotiegrad, ein Maß für vorhandene genetische Vielfalt, wird nach einer Zahl von Generationen, die ca. 1,4 multipliziert mit der effektiven Populationsgröße entspricht, um die Hälfte reduziert (FRANKHAM 1995). Bei einer angenommenen Generationszeit von vier Jahren

(JEHLE et al. 2001) und einer effektiven Populationsgröße von 20 Individuen ist dies bei *T. cristatus* in 112 Jahren der Fall und lediglich ein mehr oder weniger regelmäßig stattfindender Individuenaustausch zwischen einzelnen Gewässern kann eine derart rapide genetische Erosion verhindern (JEHLE & ARNTZEN 2001).

Aufgrund von Befunden über eine wandernde Hybridzone wurde in einem mathematischen Voraussagemodell eine maximale Ausbreitungsrate von einem km pro Jahr angenommen (ARNTZEN & WALLIS 1991, HALLEY et al. 1996).

Vernetzte Reproduktionsgewässer, als Faustregel mindestens ein Gewässer pro Kilometer, sind für *T. cristatus* lediglich in Teilgebieten des Verbreitungsareals vorhanden (zum Beispiel in extensiv bewirtschafteten Teilen West-Frankreichs, ARNTZEN & WALLIS 1991). Ein großer Teil der Populationen in stark fragmentierten Kulturlandschaften, wie den Voralpentälern Süddeutschlands, Österreichs und der Schweiz, ist größtenteils als isoliert zu betrachten, auch wenn kleine Gruppen verbundener Reproduktionsgewässer teilweise noch vorhanden sind. Eine exakte Angabe zum durchschnittlichen Isolationsgrad von Kammolch-Populationen anzugeben hängt stark von der gegebenen Landschaft ab, ist jedoch über das gesamte Verbreitungsgebiet als hoch zu bezeichnen.

Eines der wichtigsten Konzepte der modernen Naturschutzbiologie umfasst das Definieren von so genannten „Evolutionary Significant Units“ (ESU) innerhalb einzelner Arten (MORITZ 1994, CRANDALL et al. 2000). ESUs sind Populationen oder Gemeinschaften von Populationen, die bestimmte, einzigartige Einheiten jenseits von taxonomischen Hierarchien darstellen. Sie sind in der Regel von den restlichen Populationen der jeweiligen Art etwas isoliert und weisen daher spezifische Anpassungen an ihren Lebensraum auf. Das Definieren von ESUs dient zum Beispiel als Entscheidungshilfe zur Bestimmung besonders erhaltenswerter Populationen im gegebenen Verbreitungsgebiet einer Art.

Artenschutzmaßnahmen:

- Bestandsstützungen und genetische Auffrischung von vornehmlich kleinen und isolierten Populationen durch großgezogene Larven von gefangenen Molchpärchen aus nächstgelegenen Populationen.
- Die Vernetzung der bestehenden Kammolchgewässer muss durch Maßnahmen des Biotopverbundes – auch außerhalb von Schutzgebieten – deutlich verbessert werden.
- Die Wiederherstellbarkeit von ehemaligen Habitaten bzw. Schaffung neuer Lebensräume ist im Einzugsbereich noch bestehender Vorkommen sinnvoll und auch durchführbar. In erster Linie ist an die Neuschaffung von Gewässern zu denken, wobei besser mehrere kleinere als ein größeres angelegt werden sollten.
- Wiederansiedlung von Kammolchen nach Wiederherstellung von ehemaligen Gewässern: Sofern die Tiere die nahe gelegenen Gewässer nicht ohnehin selbst wieder besiedeln kann eine Ansiedlung in Erwägung gezogen werden. In erster Linie ist dabei an größere Larven aus nahe gelegenen Laichhabitaten zu denken (wenn dort eine große Population vorhanden ist), ansonsten sind Nachzuchttiere einzusetzen.

Beispiele für An- bzw. Umsiedlungen:

Umsiedlung einer Kammolchpopulation im Ruhrgebiet (BREUKMANN & KUPFER 1998): Die aus einem Gewässer (künftiges Bauvorhaben) gefangenen Molche (241 adulte Tiere) wurden auf vier Gewässer, in denen keine Kammolche nachgewiesen werden konnten, aufgeteilt. Drei Molchpaare wurden für Nachzuchtzwecke zurückbehalten. Der Nachwuchs dieser Tiere wurde z. T. als Larven (unmittelbar vor bzw. bei Eintritt der Metamorphose), z. T. als juvenile Molche in zwei dieser Gewässer und in zwei neuen ausgesetzt. Mehrmalige Erhebungen an den sechs Gewässern zeigten in den Folgejahren, dass sich die Molche ausschließlich in den Gewässern etablieren konnten, welche mit Larven bzw. juvenilen Tieren besetzt wurden. Ob-

wohl in einem Gewässer 162 adulte Molche eingesetzt wurden (keine Larven und juvenilen Molche), konnte in den Jahren danach bei insgesamt sieben Begehungen kein Nachweis erbracht werden.

Bei Einsetzungsversuchen in Deutschland zeigten die adulten Tiere schnell starke Abwanderungstendenzen und reproduzierten nicht oder kaum in den Ansiedlungsgewässern (GLANDT 1982 u. 1985).

Es gibt aber auch positive Ansiedlungsversuche, wie in Rheinland, wo die ausgesetzten adulten Molche zwei benachbarte Gewässer akzeptierten, im Umsiedlungsjahr reproduzierten und in weiterer Folge Laichpopulationen etablierten (KNEITZ 1998).

- Neben Biotopverbund (Trittsteinbiotope) stellen Lebensraumerweiterungen populationsstabilisierende Maßnahmen dar. Insbesondere isolierte Kleingewässer mit den darin isolierten Populationen sollten durch ein oder mehrere Gewässer im Umfeld (Entfernung unter 200 m) bereichert werden.
- Anlage von Pufferzonen um Laich- bzw. Aufenthaltsgewässer mit einem Radius von 50 Metern, um möglichen Schadstoffeintrag (Dünger, Agrochemikalien..) in landwirtschaftlichen Flächen zu vermeiden oder zumindest zu reduzieren.
- Verbesserung des Landlebensraumes (Extensivierung, Erhaltung hoher Grundwasserstände etc.)
- Amphibienschutzanlagen an Straßen: Für jedes Laichgewässer sind im Umfeld etwaige Gefährdungen durch Straßen zu prüfen. Es ist nicht auszuschließen, dass Populationen (oder zumindest Teile davon) auch bei günstigem Gewässerumland über weitere Strecken z. B. zu den Überwinterungshabitaten wandern und dabei Straßen queren. Aber auch im Falle von größeren Gewässernetzen (z. B. Auegebieten), die durch Straßen getrennt sind. Straßenbegehungen im zeitigen Frühjahr (siehe Kapitel Wanderungen) geben meist schnell Auskunft über mögliche Bedrohungen. Finden sich überfahrene Kammolche, so sind mittels Zaun-Kübel-Methode die genauen Wanderstrecken sowie die Populationsgröße zu untersuchen. Detaillierte Angaben dazu und weitere Vorgangsweisen wie Anforderungskriterien für fixe Amphibienleiteinrichtungen mit Durchlässen finden sich in den "*Richtlinien und Vorschriften für den Straßenbau*" (RVS), die den Amphibienschutz an Straßen zum Inhalt haben, und in BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFTLICHE ANGELEGENHEITEN (1999a).

Pflege- und Managementmaßnahmen:

Gewässerpflege:

- Entfernen von Müll, organischem Abfall (Laub, Mähgut), oder übermäßigem natürlichen Eintrag durch Falllaub;
- Auslichten von Ufervegetation bei zu starker Beschattung (besonders an der Südseite);
- Anlage von Flachwasserzonen;
- Freihalten von Fischbesatz (Aufklärung der Bevölkerung!); Entfernen faunenfremder Fische;
- Rechtzeitige Sicherung von Gewässern in Abbaugebieten

18.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien für die Bewertung der Verantwortlichkeit von STEINICKE et al. (2002) kommt den Österreichischen Beständen aufgrund des relativ kleinen Arealanteils und der Arealrandlage keine besondere Verantwortlichkeit zu.

Höchste Beachtung verdienen jedoch die Hybridpopulationen mit den Geschwisterarten Alpenkammolch und Kammolch. Österreich ist das einzige Land, in dem diese drei Arten aufeinander treffen. Die Kontaktzonen sind erst ansatzweise erforscht.

18.1.9 Kartierung

Hinweise zur Abgrenzung von Lebensräumen der Art im Freiland: usgehend vom Artnachweis, der in erster Linie am Gewässer erfolgen wird, ist das Umfeld zu untersuchen. Als pragmatischer Ansatz soll ein 500 m Radius um das Laichgewässer gelegt werden, mit dem der Lebensraum der (Teil) Population abgedeckt werden soll. Das Laichgewässer mit dem umliegenden Landlebensraum – der 500 m Radius deckt eine Fläche von 78,5 Hektar ab – stellt also die unterste Bezugsebene dar. Bei einem größeren, länglichen Gewässer ist der Abstand von 500 m vom Gewässerrand in alle Richtungen einzuhalten (die Form des potentiellen Landlebensraumes wird dann eher elliptisch sein).

Liegen Artnachweise von einer Amphibienwanderstrecke vor, so ist der Bezug zum Laichgewässer herzustellen. Dieses muss nicht unbedingt das räumlich nächstgelegene Gewässer sein. Stellt sich heraus, dass sich dadurch eine größere Distanz als 500 m ergibt, ist die Fläche um potentielle Habitate zu erweitern (z.B. Überwinterungshabitate in Wäldern). Zwischen den Extremfällen Laichgewässer ist Jahreslebensraum (isolierte Population überwintert am/im Gewässer) und weiten Wanderstrecken (zu/von den Sommerhabitaten, zu/von den Überwinterungshabitaten) auch > 500 m, ist alles möglich. Zudem können sich Populationsteile unterschiedlich verhalten.

Erhebungsmethoden:

- Die einfachste Methode zur Erfassung von Amphibien ist das Abgehen des Ufers von Laichgewässern nach einem klar definierten Schema. Dabei werden alle gesichteten Individuen gezählt (KAGARISE SHERMANN & MORTON 1993).
- Der Nachweis von Molchen und deren Larven gelingt manchmal durch Auskeschern an gut zugänglichen kleineren Gewässern. Damit ist es möglich, einen erheblichen Teil der Population binnen kurzer Zeit zu fangen (BEEBEE 1990).
- Bei gut einsehbaren Gewässern ist die nächtliche Kontrolle mit Handscheinwerfern eine sehr gute Nachweismethode für Molche.
- Eine Alternative für größere, krautige Gewässer bieten Unterwasser-Reusenfallen (GRIFFITHS 1985). In einer britischen Studie zur Effizienz von Erfassungsmethoden für Amphibien werden für Molche der Gattung *Triturus* Unterwasserfallen empfohlen (GRIFFITHS et al. 1996).

Selbst größere Populationen von Molchen, wie die von BEEBEE (1990) untersuchte, sind bei ungünstiger Gewässerstruktur (dichte submerse Vegetation im Randbereich, Tiefenwasser mit dem Kescher nicht zugänglich) leicht zu übersehen. Auch die nächtliche Kontrolle mit Taschenlampen versagt in diesen Fällen.

In diesen Fällen stellen Wasserfallen eine elegante Methode dar, um in unübersichtlichen und/oder großen Gewässern zumindest qualitative Aussagen über Kammolchvorkommen zu erlangen. Die einfachste Methode (GRIFFITHS 1985), die auch von KÜHNEL & RIECK (1988) beschrieben wird, besteht aus dem Einsatz handelsüblicher großer Kunststoffflaschen. Sie werden an der sich verjüngenden Stelle abgeschnitten, das Kopfstück wird verkehrt herum in die Flasche gesetzt und mit Klebeband befestigt. So entsteht eine einfache Reuse, die an Stäben gesichert ins Gewässer abgesenkt werden kann. Da adulte Molche, in der Reuse gefangen, keine Luft holen können, ist der Einsatz problematisch, in kühlem Wasser (bis 12 °C) auf max. 10-12 Stunden beschränkt.

In etwas modifizierter Form haben SCHEDL & KLEPSCH (2002, 2003) diese Methode zum Nachweis der Molche angewandt. Hierzu sind durchsichtige 1,5 Liter Kunststoffflaschen einer Mineralwassermarke verwendet worden. Wie oben beschrieben wird das Ende verkehrt in die Flasche gesteckt, allerdings werden die beiden Teile symmetrisch an drei Stellen mit einem feinen, kunststoffbeschichteten Draht aneinander gebunden, was das Freilassen gefangener Tiere erleichtert. Da die Flaschen aus einem dünnwandigen, gut verformbaren Kunststoff bestehen, kann man leicht mit einem Finger zw. die beiden Flaschenteile fahren und so einen Tunnel formen. Durch diesen können adulte Kammolche im Fluss des mit eingeschlossenen Wassers problemlos in das Fanggewässer gespült werden. Danach ist die Flasche sofort wieder einsetzbar. In den Flaschenboden werden 2 ca. 4 mm starke Löcher gebohrt, die dem Luftaustausch dienen. Zur Fixierung der Flasche im Gewässer wurde ein Bambusstäbchen schräg durch den Flaschenboden gesteckt. Unterschiedliche Stäbchenlängen (zw. 40 u. 70 cm) ermöglichen den Einsatz auch in etwas tieferem Wasser. Die Flaschenfallen wurden schräg im Gewässer fixiert, so dass zumindest ein Teil des Flaschenbodens ca. 5 cm aus dem Wasser ragte. Somit war eine Luftversorgung für gefangene, in der Flasche „auftauchende“ Tiere gewährleistet.

Damit kann die Zeitspanne zwischen Auslegen und Einholen der Fallen auch länger sein bzw. der Fangzeitraum generell auf die ganze Periode ausgedehnt werden.

So konnten Donaukammolche auch noch bei Wassertemperaturen über 25° C gefangen werden. Larven und Metamorphlinge wurden bis Ende Juli bei Wassertemperaturen um 30° C in Restwassertümpeln an der March gefangen (SCHEDL 2004; in Vorbereitung). Alle Tiere befanden sich in guter Verfassung.

Einsatz der Flaschenfallen zum qualitativen und quantitativen Nachweis von Kammolchen:

- Für quantitative Aussagen empfiehlt es sich, eine größere Anzahl von Flaschen auszubringen. In einem ersten Durchgang können die Flaschen regelmäßig im Randbereich oder bei nicht zu tiefen Gewässern auch in zentraleren Lagen positioniert werden. Der Abstand von 5 m sollte nicht überschritten werden. Oft zwingt ein Gewässer und dessen Strukturen jedoch eher lokale Klumpungen von Fallen auf. Sollten sich Vorkommenszentren herausstellen, kann man dort mit intensiverem Falleneinsatz arbeiten. Jedenfalls sollte versucht werden, über mehrere Fangtage hinweg individuelle Daten (Fotografie der Bauchseite) der Tiere zu erhalten, um damit Fang-Wiederfang-Berechnungen anzustellen. Diese sind unerlässlich für die Erhebung von Populationsgrößen und zur Beurteilung des Erhaltungszustandes.
- Die Flaschen sollten im Zeitraum vom späten Nachmittag bis zum frühen Abend ausgebracht werden (es sollte noch genügend Tageslicht vorhanden sein, um die Fallen gut positionieren zu können; die Reusen müssen frei von Vegetation bleiben); eine erste Kontrolle kann z. B. im Zuge von Nachtkartierungen bereits ab ca. 21 Uhr erfolgen. Die Flaschen sollten über Nacht im Gewässer verbleiben und am nächsten Tag (günstigenfalls am Morgen) kontrolliert werden. Ein Einsatz mit Kontrollen auch nach eineinhalb Tagen ist ausnahmsweise möglich.
- Beim Bergen der Flaschen muss die Reusenöffnung mit der Hand abgeschlossen werden, da sonst Tiere mit dem Wasserstrom ausgespült werden können.

Günstige Nachweiszeiten:

- Für den quantitativen Nachweis der Adulti (und Subadulti) sind die Monate April und Mai am besten. Qualitative Nachweise können auch noch später im Jahr erbracht werden. Im Zeitraum April/Mai können junge Larven bereits mit erfasst werden. Wichtig ist jedoch ein Fangdurchgang im Juni/Juli – August, um größere Larven bzw. Metamorphlinge für eine Einschätzung des Fortpflanzungserfolges zu erhalten.

Vorteile dieser Methode:

- Kammolche sind im Vergleich zu anderen Amphibien schwer nachweisbar, in unübersichtlichen Gewässern „arbeiten die Fallen über Nacht“ und minimieren den Arbeitsaufwand;
- auch mit wenigen Fallen lässt sich nach eigenen Erfahrungen meist recht schnell der Nachweis von Molchen erbringen; offensichtlich üben gefangene Molche eine Anziehung auf Artgenossen aus, es wurden bis zu sechs adulte Tiere in einer Flasche vorgefunden;
- mit einer entsprechenden Zahl von Flaschen (in einem PKW sind durchaus 100 und mehr zu transportieren) können gleichzeitig mehrere Gewässer befangen werden;
- Materialkosten sind gering
- der Bau der Fangflaschen ist einfach und schnell
- das Material ist langlebig und auch über mehrere Saisonen einsetzbar
- die Fallen lassen sich gut im Gelände transportieren (in Obstkartonagen haben ca. 20, in zwei großen Säcken über 30 Flaschen platz); auch über weitere Strecken (sehr leicht);
- Zusatzfänge der vergesellschafteten Amphibien als Larven, Metamorphlinge, Subadulte und vereinzelt sogar adulte Froschlurche (Rotbauchunke, Springfrosch)
- Fänge von Fischen (Stichlinge, Moderlieschen etc.) erklären in manchen Gewässern das Fehlen der Donaukammolche

Daneben gibt es andere Fallentypen wie z. B. größere Auftauchfallen aus einem großen trichterartigen Gefäß, das über eine verengte Stelle in die eigentliche Fangkammer mündet, dort können die Tiere auftauchen und Luft atmen.

Zum Beispiel eine durch einen Schwimmreifen auf der Wasseroberfläche schwimmende Falle, die im Fangbehälter die gefangenen Amphibien mit Luft versorgt. Transportgröße (Durchmesser ca. 60 cm) und Kosten (Materialaufwand 10-15 Euro, Selbstbau!). Die Falle wird über drei Pfähle im Gewässer fixiert. Es konnten damit alle im Gewässer vorkommenden Amphibien gefangen werden, darunter alle vier in Deutschland vorkommenden Molcharten. Ohne Angabe von Populationsgrößen in den Laichgewässern wurden die Kammolche neben den Fadenmolchen am wenigsten gefangen. So wurden in einem Gewässer im Zeitraum Februar bis Juli 1995 in vier ständig eingesetzten Auftauchfallen gesamt 53 adulte Kammolche (5 m, 48 w) gefangen (MÖLLE & KUPFER 1998).

18.1.10 Wissenslücken

- Die artliche Zuordnung der einzelnen Nachweise in der Verbreitungskarte beruht in der Regel auf einer Einschätzung anhand des Habitus der gefundenen Molche, und es ist nicht auszuschließen, dass in einzelnen Fällen Fehlbestimmungen hinsichtlich der Geschwisterarten vorliegen. Vor allem die Meldungen des Donaukammolchs in Oberösterreich bedürfen weiterer Bestätigung (MAYER 2001).
- Größere Verbreitungslücken in allen Bundesländern. Dringender Erhebungsbedarf in wenig oder kaum bearbeiteten Gebieten, vorrangig in den Natura 2000 – Gebieten und deren Umland.
- Fehlende Bestandszahlen.
- Mangelnde Kenntnis über die Ausdehnung der jeweiligen Hybridzonen. Die genauen Verwandtschaftsbeziehungen der drei Arten sind noch nicht vollständig aufgeklärt, die Kontaktzonen ihrer Verbreitungsgebiete erst wenig erforscht. In einigen Gebieten kommt es offenbar zur Hybridisierung verschiedener Arten (Serbien, Waldviertel, KLEPSCH 1994), aus anderen Gegenden liegen Hinweise vor, dass sich Donaukammolch und

Kammolch nicht miteinander kreuzen, also als „gute Arten“ verhalten (Rumänien, WALLIS & ARNTZEN 1989; Ukraine, LITVINCHUK et al. 1994).

- Mangelnde Kenntnis über die Vernetzung bzw. den Isolationsgrad der jeweiligen (Teil)Populationen
- Grundlagenforschung zu Hybriden hinsichtlich so genannter „Evolutionary Significant Units“ (ESU), also Populationen oder Gemeinschaften von Populationen, die bestimmte, einzigartige Einheiten jenseits von taxonomischen Hierarchien darstellen. Sie sind in der Regel von den restlichen Populationen der jeweiligen Art etwas isoliert und weisen daher spezifische Anpassungen an ihren Lebensraum auf.
- Lage und Beschaffenheit von Landlebensräumen und Überwinterungshabitaten

18.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- ARNTZEN, J. W. & WALLIS, G. (1991): Restricted gene flow in a moving hybrid zone of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) in Western France. *Evolution*, 9: 771-782.
- ARNTZEN, J. W. & TEUNIS, S. F. M. (1993): A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonisation of a newly created pond. *Herpetol. J.*, 3: 99-111, London.
- ARNTZEN, J.W. & WALLIS, G. (1994): The “Wolterstorff Index” and its value to the taxonomy of the crested newt superspecies. *Abhandlungen und Berichte für Naturkunde, Magdeburg* 17: 57-66.
- ARNTZEN, J. W. & BORKIN, L. (1997): *Triturus superspecies cristatus* (LAURENTI, 1768). In: GASC, J.-P.; CABELA, A.; CRNOBRNJA-ISAILOVIC, J.; DOLMEN, D.; GROSSENBACHER, K.; HAFFNER, P.; LESCURE, J.; MARTENS, H.; MARTÍNEZ RICA, J.P.; MAURIN, H.; OLIVEIRA, M.E.; SOFIANIDOU, T.S.; VEITH, M. & ZUIDERWIJK, A. (Hrsg.): Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe. *Societas Europaea Herpetologica & Muséum National d’Histoire Naturelle (IEGP/SPN)*: 76-77, Paris.
- ARNTZEN, J. W.; OLDHAM, R. S. & SMITHSON, A. (1999): Marking and tissue sampling effects on growth and survival in the newt *Triturus cristatus*. *Journal of Herpetology*, 33: 567-576.
- BAKER, J. (1999): Abundance and survival rates of great crested newts (*Triturus cristatus*) at a pond in central England: monitoring individuals.- *Herpetological Journal*, London 9: 1-8.
- BEEBEE, T. (1990): Crested newts rescues: How many can be caught? – *British Herpetological Society Bulletin*, London Nr. 32:12-14
- BUCCI-INNOCENTI, S.; RAGGIATI, M. & MANCINO, G. (1983): Investigations of karyology and hybrids in *Triturus boscai* and *T. vittatus*, with a reinterpretation of the species groups within *Triturus* (Caudata: Salamandridae). – *Copeia*, 1983: 662-672.
- BREUKMANN, A. & KUPFER, A. (1998): Zur Umsiedlung einer Kammolch-Population (*Triturus cristatus*) im nordöstlichen Ruhrgebiet: ein Rückblick nach zehn Jahren. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 5: 209-218, Bochum.
- CRANDALL, K.A.; BININDA-EMONDS, O.R.P.; MACE, G.M. & WAYNE, R.K. (2000): Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 290-295.
- FRANCILLON-VIEILLOT, H. & ARNTZEN, J. W. & GERAUDIE, J. (1990): Age, growth and longevity of sympatric *Triturus cristatus*, *T. marmoratus* and their hybrids (Amphibia, Urodela): A skeletochronological comparison. *J. Herpetol.*, 24: 13-22, St. Louis.
- FRANKHAM, R. (1995): Conservation genetics. *Annual Reviews in Genetics*, 29: 305-327
- FUHN, I. E. & FREYTAG, G. E. (1961): Taxonomische und ökologische Untersuchungen über *Triturus cristatus* in Rumänien. *Zoologischer Anzeiger, Jena* 166: 159-173.

- GLANDT, D. (1982): Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus*- Populationen (Amphibia, Salamandridae). *Amphibia-Reptilia*, 3: 317-326, Leiden.
- GLANDT, D. (1985): Verhaltensreaktion und Reproduktion adulter Molche, Gattung *Triturus* (Amphibia, Urodela), nach der Langstreckenverfrachtung, *Bonner zoologische Beiträge* 36: 69-79.
- GRIFFITHS, R.A. (1985): A simple funnel trap for studying newt populations and an evaluation in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *Triturus helveticus*. – *British Journal of Herpetology*, London 1: 5-10
- GRIFFITHS, R. A. (1996): *Newts and salamanders of Europe*, pp. 188, London (Poyser Ltd.).
- GRIFFITHS, R. A. & WILLIAMS, C. (2001): Population modelling of Great Crested Newts (*Triturus cristatus*). In: KRONE, A. (Hrsg): *Der Kammolch (Triturus cristatus)*. Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. *Natur & Text, Rana Sonderheft 4*: 239-248.
- GROSSE, W.-R. & GÜNTHER, R. (1996): Kammolch – *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768). In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*: 120-141. Gustav Fischer, Jena.
- HAGSTRÖM, T. (1977): Growth studies and ageing methods for adult *Triturus vulgaris* L. and *Triturus cristatus* Laur. (Urodela, Salamandridae). *Zoologica Scripta*, 6: 61-68, Oxford.
- HAGSTRÖM, T. (1979): Population ecology of *Triturus cristatus* and *Triturus vulgaris* (Urodela) in southwest Sweden. *Holarctic Ecology*, Copenhagen 2: 108-114.
- HAGSTRÖM, T. (1980): Growth of newts (*Triturus cristatus* and *T. vulgaris*) at various ages. *Salamandra* 16: 248-251.
- HALLEY, J.; OLDHAM, R.S. & ARNTZEN, J.W. (1996): Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. *Journal of Applied Ecology*, 33: 455-470:
- HITCHINGS, S. & BEEBEE, T.J.C. (1998): Loss of genetic diversity and fitness in common toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. *Journal of Evolutionary Biology*, 11: 269- 283.
- HORNER, H. A. & MACGREGOR, H. C. (1985): Normal development in newts (*Triturus*) and its arrest as a consequence of an unusual chromosomal situation. *Journal of Herpetology* 19: 261-270.
- JAHN, P. (1995): Untersuchungen zur Populationsökologie von *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768) und *T. vulgaris* (Linnaeus, 1758) am Friedeholzer Schlatt. Thesis, University of Bremen, unpub.
- JEHLE, R. (2000): Terrestrial habitat exploitation of radio-tracked crested and marbled newts: implications for site protection. *Herpetological Journal*, London (in press).
- JEHLE, R.; BOUMA, P.; SZTATECSNY, M. & ARNTZEN, J.W. (2000): High aquatic niche overlap in crested and marbled newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*), *Hydrobiologia*, 437: 149-155.
- JEHLE, R. & ARNTZEN, J.W. (2000): Postbreeding migrations of newts (*Triturus cristatus* and *T. marmoratus*) with contrasting ecological requirements. *Journal of Zoology*, London 251: 297-306.
- JEHLE, R.; ARNTZEN, J. W.; BURKE, T.; KRUPA, A. P. & HÖDL, W. (2001): The annual number of breeding adults and the effective population size of syntopic newts (*Triturus cristatus*, *T. marmoratus*). *Molecular Ecology*, im Druck.
- JEHLE, R. & ARNTZEN, J.W. 2001: Ist der Kammolch (*Triturus cristatus*) genetisch gefährdet? In: KRONE, A. (Hrsg): *Der Kammolch (Triturus cristatus)*. Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. *Natur & Text, Rana Sonderheft 4*: 193-198.
- KABISCH, K. & BELTER, H. (1968): Das Verzehren von Amphibien durch Vögel. *Abhandlungen und Berichte aus dem Staatlichen Museum für Tierkunde in Dresden*, 29: 191-227, Dresden.
- KNEITZ, S. (1998): Untersuchungen zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten von Amphibien in der Agrarlandschaft. Laurenti, Bochum.

- KRONE, A.; KÜHNEL, K.-D.; BECKMANN, H. & BAST, H.-D. (2001): Verbreitung des Kammolches (*Triturus cristatus*) in den Ländern Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. In: KRONE, A. (Hrsg): Der Kammolch (*Triturus cristatus*). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 63-70.
- KÜHNEL, K.-D. & W. RIECK (1988): Erfahrungen mit Trichterfallen bei der Amphibienerfassung. – Jahrbuch für Feldherpetologie, Duisburg 2: 133-139.
- KUPFER, A. (1996): Untersuchungen zur Populationsökologie, Phänologie und Ausbreitung des Kammolches *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768) in einem Agrarraum des Drachenfelder Ländchens bei Bonn. Diplomarbeit, Universität Bonn, unveröff.
- KUPFER, A. & VON BÜLOW, B. (2001): Der Kammolch (*Triturus cristatus*) in Nordrhein-Westfalen: Verbreitung, Habitate und Gefährdung. In: KRONE, A. (Hrsg): Der Kammolch (*Triturus cristatus*). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 83-91.
- KUZMIN, S.L. (1995): Die Amphibien Rußlands und angrenzender Gebiete. NBB 626. Spectrum/Westarp, Heidelberg, Magdeburg.
- LANDE, R. (1995): Mutation and conservation. *Conservation Biology*, 9: 782-791.
- LITVINCHUK, S.N.; SOKOLOVA, T.M. & BORKIN, L.J. (1994): Biochemical differentiation of the crested newts (*Triturus cristatus* group) in the territory of the former USSR. *Abhandlungen und Berichte des Museums für Naturkunde in Magdeburg* 17: 67-74.
- LITVINCHUK, S. N. & BORKIN, L. J. (1995): First record of the Danube newt, *Triturus dobrogicus*, in Moldavia. – *Russian Journal of Herpetology*, Moscow 2: 176-177.
- MIAUD, C. & JOLY, P. & CASTANET, J. (1993): Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. *Can. J. Zool.*, 71: 1874-1879, Toronto.
- MIAUD, C. (1994): Role of wrapping behavior on egg survival in three species of *Triturus* (Amphibia: Urodela). – *Copeia* 1994: 535-537.
- MORITZ, C. (1994): Defining „evolutionary significant units“ for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 373-375.
- MÖLLE, J. & KUPFER, A. (1998): Amphibienfang mit der Auftauchfalle: Methodik und Evaluierung im Freiland. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 5: 219-227.
- MÜLLNER, A. (1991): Zur Biologie von *Triturus cristatus* und *Triturus vulgaris* unter besonderer Berücksichtigung des Wanderverhaltens. Diplomarbeit, Universität Hamburg, unveröff.
- NÖLLERT, A. & NÖLLERT, C. (1992): Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz, pp. 382, Franckh- Kosmos, Stuttgart. PODLOUCKY, R. (2001): Zur Verbreitung und Bestandssituation des Kammolches *Triturus cristatus* in Niedersachsen, Bremen und dem südlichen Hamburg. In: KRONE, A. (Hrsg): Der Kammolch (*Triturus cristatus*). Verbreitung, Biologie, Ökologie und Schutz. Natur & Text, Rana Sonderheft 4: 51-62.
- ROWE, G.; BEEBEE, T.J.C. & BURKE, T. (1999): Microsatellite heterozygosity, fitness and demography in natterjack toads *Bufo calamita*. *Animal Conservation* 2: 85-92.
- STEINICKE, H.; HENLE, K. & GRUTTKE, H. (2002): Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn – Bad Godsberg.
- SZYMURA, J. M. (1974): A competitive situation in the larvae of four sympatric species of newts (*Triturus cristatus*, *T. alpestris*, *T. montandoni* and *T. vulgaris*) living in Poland. *Acta Biologica Cracoviensia*, 17: 235-262, Krakow.
- THIESMEIER, B. & KUPFER, A. (2000): Der Kammolch: Ein Wasserdrache in Gefahr, 158 pp. Laurenti-Verlag, Bochum.
- WALLIS G.P. & ARNTZEN, J.W: (1989): Mitochondrial DNA variation in the crested newt superspecies: limited cytoplasmic gene flow among species, *Evolution* 43: 88-104.

WOLTERSTORFF, W. (1923): Übersicht über die Unterarten und Formen des *Triton cristatus* LAUR. - Blätter für Aquarien- und Terrarienkunde, Stuttgart, 34: 120-126.

Mit speziellem Österreichbezug:

- BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFTLICHE ANGELEGENHEITEN (Hrsg.) (1999): Amphibienschutz an Straßen – Empfehlungen für den Straßenbau. Richtlinie verfaßt von M. KYEK, Institut für Ökologie, Salzburg: 32 S.
- CABELA, A., GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Lurche und Kriechtiere (Amphibia, Reptilia). Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hrsg.), Wien.
- CABELA, A. & GRILLITSCH, H. (2001): Amphibien. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- CABELA, A.; PLUTZAR, C.; SCHEDL, H. & RÖSSLER, M. (2001): Flächenscharfe Erhebung, Bewertung und GIS-Implementierung der Habitate von Anhang II Tierarten der Richtlinie 92/43/EWG in den pSCIs Niederösterreichs (Herpetologie). Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung.
- ELLINGER, N. & JEHLE, R. (1997) Struktur und Dynamik einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus*, Kirtzescu, 1903) am Endelteich bei Wien: ein Überblick über neun Untersuchungsjahre.; pp. 133-150. In: Hödl, W. & Jehle, R. & Gollmann, G. (Eds.). Populationsbiologie von Amphibien. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia, 51, Linz.
- GOLLMANN, G. (1997): Wien am Schnittpunkt großer Lebensräume: Hybridzonen bei Amphibien. In: HÖDL, W.; JEHLE, R. & GOLLMANN, G. (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibiend. Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel, 68, Stapfia, Wien.
- GRESSLER, S. (1995): Biotpverbund für Amphibien: Trittsteinbiotope, die neue Naturschutzstrategie. In: HÖDL, W., JEHLE, R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien. – Stapfia, Linz 51: 235-250
- JEHLE, R.; PAULI-THONKE, A.; TAMNIG, J. & HÖDL, W. (1997): Phänologie und Wanderaktivität des Donaukammolches (*Triturus dobrogicus*) an einem Gewässer auf der Wiener Donauinsel. - In: HÖDL, W.; JEHLE, R.; GOLLMANN, G. (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: Eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel, Stapfia, 51: 119-132, Linz.
- KLEPSCH, L. (1994): Zur Artdifferenzierung der Kammolche (*Triturus cristatus*-Artenkreis) im Waldviertel: Morphometrische und molekulargenetische Untersuchungen. - Unveröff. Diplomarbeit, Universität Wien.
- KYEK, M. (2001): Gefährdung und Schutz der Herpetofauna. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. : Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. – Wien (Umweltbundesamt).
- MAYER, W. (2001): Unterarten und Geschwisterarten. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Wien (Umweltbundesamt).
- PINTAR, M. (2001): Die Amphibien der österreichischen Donauauen. In: KUHN, J; LAUFER, H. & PINTAR, M.(Hrsg.): Amphibien in Auen. Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 147-156.
- REISS-ENZ, V. (2003): Richtlinie RVS 3.04 Amphibienschutz an Straßen – ein wichtiger Beitrag zum Amphibienschutz. Vortrag im Rahmen des Kongresses „Amphibienschutz im Alpen – Adria – Raum“ in Pörschach / Kärnten , 16. – 18. 5 2003.
- RIENESL, J. (2001): Die rechtlichen Grundlagen des Schutzes der Herpetofauna. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Wien (Umweltbundesamt).
- SCHEDL, H. & KLEPSCH, R. (2003): Errichtung und Betrieb der Brückenverbindung Hohenau – Moravsky Sväty Jan. Fachbereich Amphibien und Reptilien. Unveröff. Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung.

SCHEDL, H. & KLEPSCH, R. (2004): Ökologische Beweissicherung Grundwasserwerk Mitterndorfer Senke. Fachbereich Terrestrische Ökologie, Herpetofauna. Unveröff. Bericht im Auftrag der Magistratsabteilung 31 – Wasserwerke, Gemeinde Wien.

WETTSTEIN, O. (1957): Die Lurche und Kriechtiere des Linzer Gebietes und einiger anderer oberösterreichischer Gegenden. II. Teil. - Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz, 1957: 177-182.

Wichtige österreichische Datenquellen

Herpetofaunistische Datenbank (HFDÖ) am NHMW;

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art

Mag. Lilian Klepsch (Wien), Mag. Heimo Schedl (Klosterneuburg), Dr. Antonia Cabela (NHMW), Dr. Werner Mayer (NHMW), Dr. Günther Gollmann (Institut f. Zoologie, Wien);

18.2 Indikatoren und Schwellenwerte

18.2.1 Indikatoren für die Einzelpopulation/Einzelfläche

Eine Erhebung der Habitatkriterien findet nur dann statt, wenn ein positiver Artnachweis vorliegt. In erster Linie wird dieser am Laichgewässer erfolgen. Liegen Artnachweise von einer Amphibienwanderstrecke vor, so ist der Bezug zum Laichgewässer herzustellen. Dieses muss nicht unbedingt das räumlich nächstgelegene Gewässer sein. Stellt sich heraus, dass sich dadurch eine größere Distanz als 500 m ergibt, ist der Radius um potentielle Habitate zu erweitern (z.B. Überwinterungshabitate in Wäldern).

Zwischen den Extremfällen Laichgewässer ist Jahreslebensraum (isolierte Population überwintert am/im Gewässer) und weiten Wanderstrecken (zu/von den Sommerhabitaten, zu/von den Überwinterungshabitaten), auch > 500 m, ist alles möglich. Zudem können sich Populationsteile unterschiedlich verhalten.

Als pragmatischer Ansatz soll ein 500 m Radius um das Laichgewässer gelegt werden, mit dem der Lebensraum der (Teil) Population abgedeckt werden soll. Das Laichgewässer mit dem umliegenden Landlebensraum – der 500 m Radius deckt eine Fläche von 78,5 Hektar ab – stellt also die unterste Bezugsebene dar. Bei einem größeren, länglichen Gewässer ist der Abstand von 500 m vom Gewässerrand in alle Richtungen einzuhalten (die Form des potentiellen Landlebensraumes wird dann eher elliptisch sein). Bei sehr großen Gewässern und räumlich beschränkter Laichplatzeignung kann sich der zu untersuchende Lebensraum auf die daran anschließenden Landhabitate einengen.

Die vorliegende Kriteriensammlung kann nicht alle möglichen Gewässer-/Landhabitat – Kombinationen abdecken!

Habitatindikatoren	A	B	C
Laichgewässerausstattung (Einzelgewässer)	<p>altes, größeres, auch tieferes, permanentes Stillgewässer (Weiher, Teich) mit Wasserfläche > 200m²; sonnenexponiert, mit Flachwasserzonen, gut ausgeprägter submerser Vegetation, ausgeprägter Uferzonierung;</p> <p>oder größeres (> 200m²), temporäres Gewässer, das im Laufe des Sommers trocken fallen kann;</p> <p>oder zwei od. mehrere eng benachbarte, kleinere Gewässer ähnlicher Qualität</p>	<p>geringere Dimensionen (> 50m²), mittlere Ausprägung;</p> <p>oder größeres, stark beschattetes Gewässer;</p>	<p>kleines Gewässer (< 50m²) mit geringer Strukturierung, ev. beschattet</p>
Unmittelbares Gewässerumfeld (Streifen von 50 m Breite)²⁴	<p>struktureiches Umfeld mit reichlich liegendem Totholz; Einzelsträucher oder Buschgruppen (wobei die Südseite des Gewässers möglichst offen sein sollte); Feuchtwiesenbereiche günstig; ohne jegliche intensive agrarische Nutzung;</p> <p>und/oder lockere Baum/Strauchschicht (Wald, Feldgehölz), die Besonnung zulässt;</p>	<p>weniger gute Ausprägung (wenig Totholz, Einzelsträucher, oder nur ein Teil des Umfeldes sehr gut strukturiert);</p> <p>oder locker verbautes, barrierefreies Gartenland im Siedlungsgebiet;</p>	<p>unstrukturiertes Umfeld, ev. intensiv gepflegt (unmittelbar angrenzendes, intensiv bewirtschaftetes Agrarland);</p> <p>und/oder barriereiches, stark verbautes Siedlungsgebiet;</p>
Gefährdungsursache Fischbesatz²⁵	<p>kein Fischbesatz (feststellbar)</p>	<p>(wahrscheinlich) geringe Besiedlung durch Fische</p> <p>und/oder nur temporär (z.B. austrocknende Ge-</p>	<p>künstlicher, starker Fischbesatz (z. B. auch durch ausgesetzte Goldfische)</p>

²⁴ Indikator hinsichtlich eines möglichen Landlebensraumes, die Ausprägung kann in den verschiedenen Richtungen um das Gewässer unterschiedlich sein, wichtig hierbei ist der (mögliche) Kontext zu anderen potentiellen Habitat-elementen; d.h. jene Bereiche des Gewässerumlandes sind höher zu werten, die Anschluß an mögliche Sommer- und Winterhabitate aufweisen

²⁵ Grundsätzliches Problem, den Fischbesatz nachzuweisen; vor allem bei geringem Besatz und/oder vornehmlich kleinen Arten (z. B. Stichling, Moderlieschen); bei Einsatz von Fallen sind die kleineren Arten bzw. Jungfische relativ gut nachweisbar.

		wässer)	
Potenzieller Landlebensraum	Naturnahe Wälder (Laubwälder, Mischwälder) mit gut ausgebildeter Kraut-/Strauchschicht und hohem Totholzanteil ; und/oder extensiv genutzte (Feucht)Wiesen oder Weideflächen mit regelmäßigen Hecken/Buschgruppen/Feldgehölze; Anteil sehr guter Lebensräume > 75 %, in alle Richtungen gleichmäßig gegeben)	mäßig beeinflusste Wälder (forstlich beeinträchtigt, weniger Unterwuchs und Totholz), und/oder intensiver genutzte (Feucht)Wiesen mit geringerem Anteil an Hecken/Buschgruppen/ Feldgehölze; Anteil sehr guter Lebensräume 50 - 75 %	forstlich stark beeinträchtigte Wälder (hauptsächlich Nadelwald), kaum Unterwuchs und Totholz ; und/oder intensives Agrarland ohne Strukturen, wie Hecken/Buschgruppen/ Feldgehölze und/oder angrenzendes Siedlungsgebiet (wenig durchgängig)
Gefährdungsursache Straße(n)²⁶	keine Straße oder geringe bzw. unregelmäßige Befahrung, < 50 Kfz/Tag, kaum nächtlicher Verkehr	Verkehrsfrequenzen > 50 Kfz/Tag, kaum nächtlicher Verkehr (z. B. Anrainerverkehr kleiner Siedlungen)	gut ausgebaute (auch mehrspurige) Straßen mit Verkehrsfrequenzen > 500 Kfz/Tag, mit nächtlichem Verkehrsaufkommen
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	> 500 Tiere (Adulti)	100-500 Tiere (Adulti)	<100 Tiere (Adulti)
Populationsstruktur/ Reproduktion	alle Altersklassen (adult, subadult, larval), regelmäßig erfolgreiche Reproduktion	alle Altersklassen (adult, subadult, larval), mäßig erfolgreiche Reproduktion (z.B. nicht jedes Jahr)	überwiegend alte Tiere, unregelmäßige Reproduktion mit seltenem Erfolg (z.B. Gewässer trocknet meist zu früh ab)

Trennung von Landlebensraum, Landlebensraum-Laichgewässer und Laichgewässer-Komplexen (oft durchschneiden Straßen nicht nur in Einzahl, sondern netzartig die Lebensräume, so dass von einem noch größeren Gefährdungsszenario ausgegangen werden kann).

Befinden sich an der Straße Amphibienschutzanlagen, so sind folgende Sachverhalte zu prüfen:

Temporäre Amphibienschutzanlage mit (oder ohne) Kübel: Ist der Abschnitt lang genug und erfüllt das Material eine ausreichende Sperrwirkung? Ist die Betreuung über den notwendigen Zeitraum gewährleistet (wird die An- und Abwanderung im vollen Umfang betreut, Jungtierwanderung)?

Permanente Amphibienschutzanlage: ist der Abschnitt lang genug, werden bestehende Tunnel angenommen? Pflege?

²⁶ innerhalb des 500 m Radius; möglicher Gefährdungsgrad ist abzuklären (Befragung von Anrainern, Bauern, Forstleuten, Jägern; Begehung der Straßen v. a. nach Regenfällen); unasphalтиerte Güter- und Forstwege werden nicht bewertet

Erfüllt die Schutzmaßnahme ihre Funktion, so ist der Gefährdungsgrad der Straße herabzusetzen bzw. auszuschließen!

Der Parameter „Gefährdungsursache Straße(n)“ kann an mehreren Stellen der Verknüpfung ansetzen:

- *Innerhalb des 500 m Radius bei Einzelgewässern*
 - *Zwischen zwei oder mehreren Laichgewässern*
 - *Mehrmals über verschiedene Straßen in einem Gewässernetz*
- *führt in jedem Fall bei Ausprägung C zur Abstufung um einen Grad*

Spezialfälle

- *Laichgewässer deckt sich mit dem ausgewiesenen Natura 2000 – Gebiet: Der potentielle, außerhalb des Gebietes liegende Landlebensraum ist nach Schema zu bewerten, allfällige weitere im Umfeld liegende Gewässer sind mit zu berücksichtigen.*
- *Laichgewässer ist außerhalb des Natura 2000 – Gebietes: In manchen Gebieten sind Laichgewässer bekannt, die unmittelbar außerhalb der Natura 2000 – Flächen (z.B. im Siedlungsgebiet, in Abbaugeländen), potentielle Landhabitats z. T. aber innerhalb liegen. Diese stellen jedoch oft weit und breit die einzigen Laichgewässer dar, so dass diese unbedingt Eingang in den Bewertungsschlüssel finden sollen.*

18.2.2 Indikatoren für die Metapopulation auf Gebietsebene

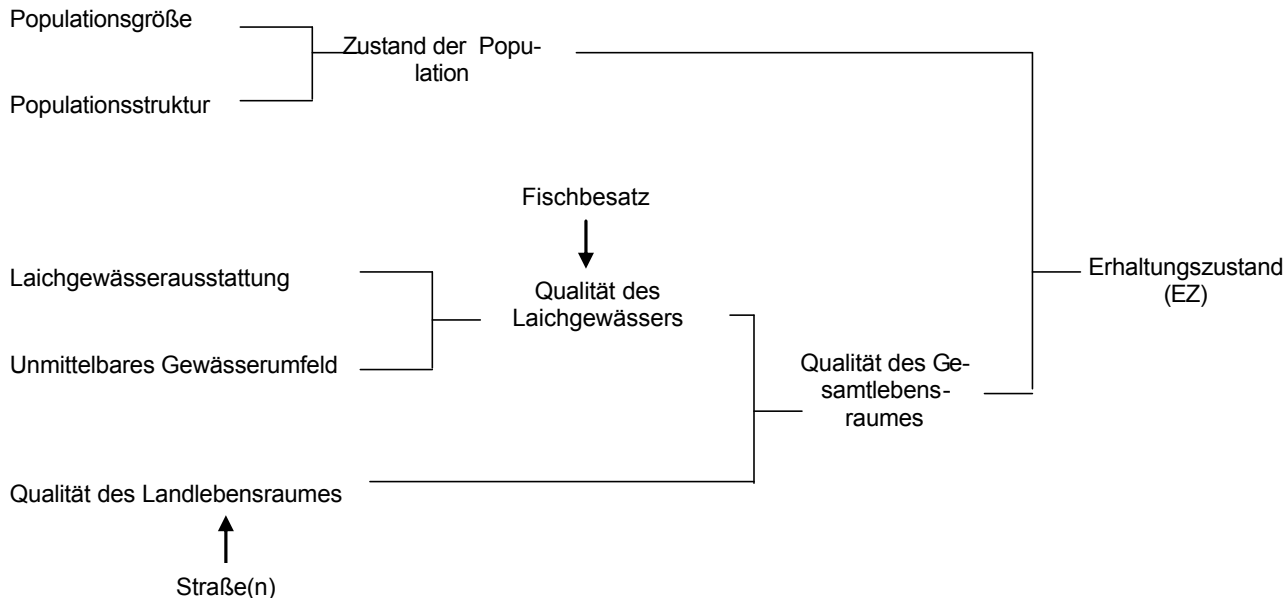
Abstand der Gewässer

Verknüpfung zweier Gewässer (Darstellung der idealisierten 500 m Radien)

- A** ... Abstand < 500 m;
- B** ... Abstand 500 – 1000 m;
- C** ... Abstand 1000 – 1500 m;

18.3 Bewertungsanleitung

18.3.1 Bewertungsanleitung für die Population/Einzelfläche



Zustand der Population

		Populationsgröße		
		A	B	C
Populationsstruktur	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	B	C	C

Qualität des Laichgewässers

		Laichgewässerausstattung		
		A	B	C
Gewässerumfeld	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	C	C	C

Qualität des Laichgewässers bei Beeinträchtigung durch Fischbesatz

		Laichgewässerqualität		
		A	B	C
Fischbesatz	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Qualität des Landlebensraumes, bei Beeinträchtigung durch Straße(n)

		Qualität Landlebensraum		
Straße(n)		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Qualität des Gesamtlebensraumes

		Qualität Laichgewässer		
Qualität Landlebensraumes		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand

		Zustand der Population		
Qualität Gesamtlebensraum		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

18.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Bei mehr als zwei vernetzten Gewässern werden zuerst die nächstgelegenen miteinander verknüpft, das Ergebnis mit weiteren Gewässern usw.

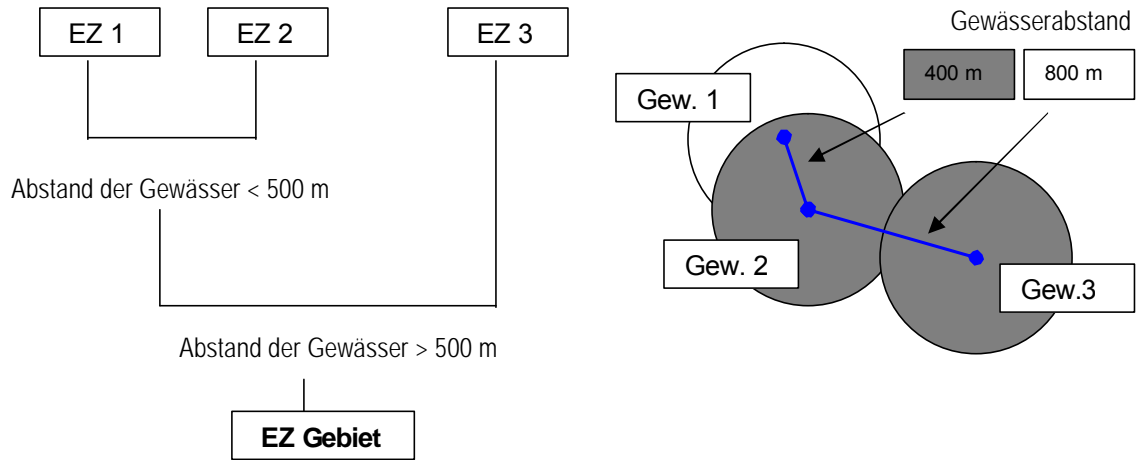
Hierbei ist das Ergebnis der bereits verknüpften EZ1 + EZ2 gegenüber dem neu zu verknüpfenden EZ 3 höher zu gewichten, es sei denn das Gewässer 3 beherbergt eine sehr große Teilpopulation!

In der Praxis kann eine derartige Verknüpfung trotz logischen Grundgerüsts wohl nur mit viel Gefühl vollzogen werden.

Eine Möglichkeit besteht darin, in einem größeren Natura 2000 – Gebiet Teilflächen separat zu bewerten, deren Gewässer räumlich in Verbindung stehen.

Beispiel: Gewässerkomplex aus 3 oder 4 Gewässern, deren Populationen als Metapopulation ausgebildet sind, weist einen guten oder hervorragenden Erhaltungszustand auf. In einiger Entfernung (z.B. in 1,5 und 3 km Entfernung) liegen zwei weitere, isolierte Populationen, deren Erhaltungszustand mittel-schlecht eingestuft wird. Eine Gesamtbewertung würde den Gewässerkomplex unverhältnismäßig schmälern.

In Auegebieten mit ausgeprägteren Gewässernetzen sind alle Gewässer zu bearbeiten, da bekannter Weise nur ein Teil als Laichgewässer für die Art in Frage kommt. Entsprechende Vereinfachung durch Bewertung von Gewässergruppen.



Gewässerabstand < 500 m, keine Barrieren

Gewässerabstand 500-1000 m, keine Barrieren

		EZ 1			
		< 500	A	B	C
EZ 2	A	A	A	A	B
	B	B	A	B	C
	C	C	B	C	C

		EZ 1			
		500 - 1000	A	B	C
EZ 2	A	A	A	B	B
	B	B	B	B	C
	C	C	B	C	C

Liegen auf Gebietsebene nur Gewässer vor, die mehr als 1000 (1500) m von einander entfernt sind, oder sind auch näher gelegene Gewässer durch unüberwindbare Barrieren voneinander getrennt, so kann der Erhaltungszustand nur dann B sein, wenn die Einzelpopulationen dementsprechend groß sind (jeweils über 500 adulte Individuen).

Gewässerabstand 1000-1500 m, keine Barrieren;

		EZ 1			
		1000-1500	A	B	C
EZ 2	A	B	C	C	
	B	C	C	C	
	C	C	C	C	

19 1188 BOMBINA BOMBINA (LINNAEUS, 1761)

19.1 Schutzobjektsteckbrief

19.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Rotbauchunke, Tieflandunke, Feuerkröte

Fire-bellied Toad (E)

19.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: *Chordata, Vertebrata, Amphibia, Anura, Discoglossidae*

Im europäischen Arealteil lebt nur die Nominatform *Bombina b. bombina*.

Hybridisierung mit der Gelbbauchunke (nach MAYER 2001): Das Areal grenzt an das Vorkommensgebiet der Gelbbauchunke, so dass sich in diesen Bereichen unscharfe Arealgrenzen in Form unterschiedlich ausgedehnter Hybridisierungszonen befinden. Durch genetische Untersuchungen mittels arttypischer Enzymvarianten (genetic marker) weiß man, dass in den Kontaktzonen der beiden Unkenarten umfangreiche Hybridisierungsgürtel ausgeprägt sind. Neben dem Waldviertel (GOLLMANN 1981) kommt es im Wechselgebiet und in der Südsteiermark (MAYER, unpubl.) zum Auftreten von Mischpopulationen. Da die Hybriden uneingeschränkt fortpflanzungsfähig sind, treten in manchen Gegenden Mischpopulationen auf, in denen reinerbige Individuen überhaupt nicht mehr vorkommen (GOLLMANN 1981). Trotz morphologischer und ökologischer Differenzierung der beiden Arten ist eine klare Artgrenze noch nicht ausgeprägt. Untersuchungen des Albumins (MAXSON & SZYMURA 1979) und der mitochondrialen DNA (SZYMURA et al. 1985) zeigen, dass die genetischen Unterschiede zwischen den beiden Arten sehr gering sind. Man geht davon aus, dass sich die zu den heutigen Arten führenden Linien im Pliozän voneinander getrennt haben (SZYMURA 1983).

Merkmale: (nach GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996; GRILLITSCH 2001):

Oberflächlich betrachtet scheint, bedingt durch die warzige Haut, eine Ähnlichkeit mit Echten Kröten gegeben. Die Rotbauchunke besitzt einen flachen Kopf mit breit abgerundetem Maul und relativ dicht beinander stehenden Augen. Erweiterte Pupillen sind dreieckig bis herzförmig. Die gesamte Körperoberseite ist mit zahlreichen kleinen Warzen besetzt, die im Zentrum meist schwarze, mehr oder weniger erhabene Hornbildungen aufweisen. In der Paarungszeit sind diese Hornbildungen manchmal zu deutlichen Höckern ausgezogen. Warzen befinden sich auch auf der Körperunterseite, sind dort jedoch in geringerer Dichte vorhanden und nur in den Randbereichen stärker erhaben. Die Extremitäten sind relativ kurz und wenig muskulös. Von den vier Fingern der Vorderextremität ist der Daumen der kürzeste, der dritte Finger der längste. Zwischen den Zehen der Hinterextremitäten sind Schwimmhäute ausgebildet, die bis zu den Zehenspitzen reichen können. Biegt man die Hinterextremität entlang der Körperseite nach vorne (Fersenprobe), so reicht das distale Ende der zweiten Zehe bis ungefähr zur Schnauzenspitze. Das Verhältnis Kopf-Rumpflänge zu Unterschenkellänge ist kleiner als 3:1.

Geschlechtsunterschiede: Es bestehen keine Größendifferenzen zwischen den Geschlechtern. Die Vorderextremitäten der Männchen sind deutlich kräftiger ausgeprägt als die der weiblichen Unken. Männchen besitzen „Paarungsschwien“ an der Innenseite des Unterarms sowie am ersten und zweiten Finger. Diese werden aus Anhäufungen kleiner schwärzlicher Hautdornen gebildet und heben sich bei guter Ausprägung deutlich von den orangegelben Flecken und bei genauerem Hinsehen auch von der dunklen Haut ab. Die Männchen besitzen kehlständige Schallblasen.

Rufe (Lautäußerungen): Die Paarungsrufe der Männchen werden nicht wie bei den meisten Anuren durch die aus der Lunge ausströmende Luft erzeugt. Die Unke presst die Luft aus den kehlständigen Schallblasen durch die im Kehlkopf befindliche Stimmritze in die Lunge. Nicht die Schallblasen sondern der ballonförmig aufgeblasene Körper dient dabei als Resonanzboden und Stimmverstärker. Sowohl die Anzahl der Rufe pro Zeiteinheit als auch die Dauer der einzelnen Rufe sind von der Wassertemperatur abhängig. Die Rufserien als auch die Intervalle zwischen den Einzelrufen sind länger als bei der Gelbbauchunke.

Neben den Paarungsrufen gibt es noch Befreiungsrufe und Imponierrufe der Männchen. Weibchen können ebenfalls Befreiungsrufe von sich geben (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996).

Färbung und Zeichnung: Die Oberseite ist hell- bis dunkelgraubraun mit unregelmäßig angeordneten, unterschiedlich geformten kleineren und größeren Flecken, die sich dunkel (dunkelbraun, schwärzlich) von der Grundfarbe abheben.

Tiere mit grünen Flecken bis hin zu durchgehend grüner Färbung auf der Kopfoberseite, dem Rücken und den Extremitäten sind bekannt. Diese Variante kann – wenn auch selten – in allen Altersklassen und beiden Geschlechtern auftreten (SCHEDL, Eigenbeobachtung).

Die Unterseite zeigt die charakteristische Warnzeichnung. Unterschiedlich große hellorange-gelbe bis orangerote Flecken auf grauschwarzem Grund, der einen flächenmäßig größeren Anteil besitzt. Charakteristisch (und als Unterscheidungskriterium zur Gelbbauchunke) sind zwei Flecken in der Brustmitte (zwischen den Oberarmsätzen), die nicht (oder nur äußerst selten) mit denen auf den Oberarmen verschmelzen. Bei Tieren mit wenigen kleinen Flecken sind jedoch zumindest die Arme und Beine mit größerem Flecken besetzt. Oft zieht ein größerer Fleck vom Oberarm zum Unterarm, es können aber auch getrennt auf Ober- und Unterarm Flecken ausgebildet sein. Auf der Handfläche ist immer ein Fleck ausgebildet. Ebenso verhält es sich mit den Hinterextremitäten.

In der Kahnstellung wird der Körper abgeflacht und konkav so durchgebogen, dass eben jene Flecken auf den Extremitäten zu sehen sind. Zudem wird die Kehle mit ihren Flecken gezeigt. Diese auch als Unkenreflex bezeichnete Verhaltensweise stellt eine Warnreaktion dar.

Entwicklungsstadien (nach GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996; GRILLITSCH 2001):

Eier: 1,4 – 1,8 mm (1,5 – 2 mm) groß; Oberseite mittel-, Unterseite hellbraun gefärbt; Gallert-hülle 5 – 8 mm im Durchmesser; werden in Klümpchen von wenigen (2 und mehr) bis ca. 60 (80) Eiern an submersen Pflanzen angebracht;

(ältere) Larven: Mundfeld im Umriß annähernd dreieckig; in der Oberlippe beide Zahnchenreihen durchgehend; jede Zahnchenreihe besteht aus 24 Zahnchenzeilen; feine, netzförmige Pigmentierung ist v. a. im Schwanzsaumbereich erkennbar; dorsaler Flossensaum reicht kopfwärts bis auf das vordere Rückendrittel; Schwanz nahezu die eineinhalbfache Kopf-Rumpf-Länge; typisch sind zwei helle Längsstreifen beiderseits der Wirbelsäule; Spirakularöffnung in Bauchmitte;

Die Larven schlüpfen mit einer Länge von 5-7 mm und erreichen eine Maximallänge von 55 mm. Die Größe der Larven bei beginnender Umwandlung beträgt 35 bis 55 mm.

Metamorphlinge: Kopf-Rumpf-Länge: 13-20 mm (Mittelwert 17,4 mm; n = 16); das mittlere Gewicht beträgt 0,61 g; bis zur ersten Überwinterung erreichen Jungunken maximal 25 mm; die Fleckung der Bauchseite ist erst ab dem zweiten Monat nach der Metamorphose ausgefärbt.

Subadulti: Im zweiten Lebensjahr wachsen die Tiere auf 30-40 mm Kopf-Rumpf-Länge (KRL) heran. Bei Tieren zwischen 26 und 32 mm ist es im Allgemeinen sehr schwer zu entscheiden, ob es sich um Subadulti oder Adulti handelt.

Bei einer Untersuchung der Amphibienwanderstrecken in Hohenau a. d. March fanden sich im späten Frühjahr 2004 einige Männchen in der Größenklasse zwischen 26 und 28 mm mit Paa-

rungsschwelen an den Unterarmen (SCHEDL, unveröff.). Ob sich diese Tiere – vielleicht erst später im Jahr (Juli) – fortpflanzen, ist ungeklärt.

Adulti: Eine Kopf-Rumpf-Länge (KRL) von fünf Zentimetern und ein Gewicht von zehn Gramm werden bei adulten Tieren selten überschritten.

19.1.3 Biologie

Abgesehen von jahreszeitlich sehr frühen (Anfang März) bzw. späten (Ende November) Funden, setzen regelmäßige Beobachtungen Ende März ein und enden Ende September.

Imagines – Funde im Wasser: Ein deutliches Häufungsmaximum liegt im Zeitraum Anfang April bis Mitte Juni. Imagines – Funde an Land: Die seltenen Landfunde lassen keine Interpretation zu. Rufaktivität: Von Ende März bis Anfang September, gehäuft von Anfang April bis Mitte Juni. Einzelne Gelegefunde liegen von Ende April bis Mitte Mai vor. Paarungen wurden zwischen 18. Mai und 27. Juni beobachtet. Larven finden sich von Ende April bis Mitte August. Ein leichtes Häufungsmaximum liegt im Bereich Mai/Juni. Insgesamt liegen damit Hinweise zur Dauer der Paarungs- und Laichzeit von April bis Juni vor (Auswertung der HFDÖ, CABELA & GRILLITSCH 2001).

Einzelne phänologische Daten aus einer Untersuchung von 23 Gewässern im Seewinkel (H. GRABENHOFER, pers. Mitteilung):

23.3.99, 22.3.02 z.T. einzelne, aber auch einige rufende Männchen;

26.3.99, 2.4. - 3.4.02 viele Rufer;

15.4.99 vier Laichballen (Egermannteich)

9.7.99 sehr viele Jungtiere (Oberschrändl)

9.9.02 ein Rufer (Unterschrändl)

11.10.02 frischer Totfund (Parkplatz, NP Infozentrum)

Einzelne phänologische Daten aus einer Untersuchung der Amphibienwanderstrecken bei Hohenau an der March (H. SCHEDL, laufende Untersuchung):

18.3.04 erste Adulti tauchen an den Gewässern auf, erste Rufe

12.4.04 viele Laichklümpchen an Gras in Wassertiefen < 20 cm, gut besonnte Bereiche

ab 2.7. vom Gewässer abwandernde Metamorphlinge

Lebenszyklen – Individualentwicklung:

Aus den Eiern schlüpfen je nach Temperatur nach zwei bis zehn Tagen 5 – 7 mm lange Larven mit kleinen Außenkiemen und vollentwickeltem Schwanzsaum. Sie hängen anfangs meist an Eiresten, Vegetation oder Steinen, um sich dann oft in tiefere Wasserschichten zurückzuziehen, wo sie Algenaufwuchs, tote Tier- und Pflanzenteile aufnehmen.

In Abhängigkeit von Wassertemperatur und zur Verfügung stehender Nahrung dauert die Larvalentwicklung 5-12 Wochen, so dass in günstigen Jahren schon Mitte Juni Jungunken auftreten (Eigenbeobachtung 26.6.03 Rohrbacher Teichwiesen, Burgenland). Der Nachwuchs von später im Jahr einsetzenden Laichperioden (ab Anfang Juli) vollzieht seine Metamorphose dementsprechend später. Bis zur ersten Überwinterung erreichen die Jungtiere maximal 25 mm, in ihrem zweiten Lebensjahr wachsen sie auf eine Kopf-Rumpf-Länge von 30-40 mm heran und werden zum größten Teil geschlechtsreif. In ihrem dritten Lebensjahr pflanzen sie sich dann zum ersten Mal fort, schnell heranwachsende Tiere möglicherweise schon nach einem Jahr. Schließlich erreichen adulte Rotbauchunken Maximalgrößen von 45-50 mm, wobei Männchen etwa gleich groß werden wie Weibchen.

Im Rahmen von Zuchtprogrammen von Rotbauchunken in Dänemark konnte FOG (1996) feststellen, dass die Weibchen zweimal pro Jahr (zwischen 1. Mai und 20. Juli) Eier ablegen. Den Schwerpunkt der Laichzeit bildet der Zeitraum zwischen Ende Mai und Anfang Juni.

Nahrung: Die Larven fressen vor allem den Algenaufwuchs an Pflanzen und anderen Substraten. Sie halten sich vorwiegend in der Bodenvegetation auf und klettern fressend die Stämmchen der Wasserpflanzen entlang (EIBL-EIBESFELDT 1953). Für die größeren Larven scheint eine mäßige Eutrophierung günstig zu sein. Nach Beendigung der Metamorphose gehen Rotbauchunken sowohl im Wasser als auch an Land auf Jagd. Dabei orientieren sie sich vorwiegend optisch, im Wasser reagieren sie auch auf taktile Reize. Die Beute wird mit den Kiefern gepackt, ein Herausschleudern der Zunge ist ihnen nicht möglich.

Im Gewässer sind es neben Larven von Dipteren (*Culicidae*, *Chironomidae*) v. a. Crustaceen (*Cladocera*, *Copepoda*, *Ostracoda*). An Land werden Imagines von *Diptera*, *Coleoptera*, *Heteroptera*, *Homoptera* gefressen. Weiters zählen Spinnentiere, Doppelfüßer und Regenwürmer zum Beutespektrum.

Freißfeinde:

Laich: Molche (*Triturus cristatus* und *Triturus vulgaris*) fraßen im Versuch Gelbbauchunkenlaich (HEUSSER 1971 a). Ob die Ergebnisse auch auf Rotbauchunkenlaich übertragbar sind, ist nicht geklärt. CLAUSNITZER (1983) beschreibt die Art als besonders empfindlich gegenüber Fischen.

Larven: Junglarven wurden von Moderlieschen gefressen (H. SCHEDL, eigene Beobachtung im Aquarium).

Adulti: Unter den Vögeln werden – zumindest als gelegentliche Beutegreifer – genannt: Große Rohrdommel, Rallenreiher, Nachtreiher, Schwarzstorch, Mäusebussard, Waldkauz, Neuntöter (KABISCH & BELTER 1968). Nach NÖLLERT & NÖLLERT (1992) zählen auch Wasserspitzmäuse zu den Fressfeinden.

Untersuchung zum Einfluß von Fischbesatz auf Amphibien (WAGNER 2002):

Versuchsanordnung: Ein 200 m² großer Auweiher der Klosterneuburger Au wurde am 15.4.02 leer gefischt (Elektrobefischung, ursprünglich nur juvenile Hechte, stochastische Fischbesiedlung) und anschließend mittels Amphibienzaunbahnen dreigeteilt. Ein Teil, der zugleich die ungünstigsten abiotischen Parameter aufwies (Beschattung, geringere Wassertemperatur, geringere Makrophytenbiomasse) blieb fischfrei. Die beiden anderen Abschnitte wurden mit Fischen besetzt. Einer mit 20 Giebeln und Karauschen (bis max. 20 cm Länge), im dritten Abschnitt – der die günstigsten abiotischen Parameter aufwies (gut besonnt, Schilfbestand) – wurden 6 Hechte und Flussbarsche (bis max. 30 cm Länge) ausgesetzt. Nach Ablachen des Springfrosches wurden seine Laichballen gleichmäßig auf die drei Abschnitte verteilt. Auf diese Art und Weise wurde der Fortpflanzungserfolg in Abhängigkeit von Fischbesatz und unterschiedlichen Gewässerparametern untersucht. Um die Annahme des Gewässers durch andere Amphibienarten zu dokumentieren wurde das Gewässer schließlich am 9.6. umzäunt.

Rotbauchunke, Donaukammolch und Knoblauchkröte konnten nur im fischfreien Abschnitt erhoben werden.

Untersuchungen aus Dänemark belegen die Empfindlichkeit gegenüber Fischbesatz. Bei Anwesenheit von eingeschwemmten Stichlingen (*Pungitus pungitus*) gibt es selten Fortpflanzungserfolg. Bei Anwesenheit anderer Fische pflanzt sich die Rotbauchunke erst gar nicht fort. *Bombina bombina* zog ein fischfreies und 70 m² kleines einem 1200 m² großen, mit Karauschen und Plötzen besiedelten Gewässer zur Eiablage vor. Ein in einem Nylonkäfig im großen Gewässer eingesperrtes Weibchen (mit Männchen) laichte dort ebenfalls nicht ab. Erst nachdem der Käfig in das kleine Gewässer versetzt wurde, erfolgte eine sofortige Eiablage (FOG 1996).

Koexistenz von Amphibien und Fischen ist durchaus möglich, solange der Fischbesatz nicht künstlich erhöht wird und das Gewässer sehr vegetationsreiche, große Flachwasserbereiche aufweist (CLAUSNITZER 1983).

Eigene Untersuchungen belegen diesen Sachverhalt. In den Marchauen konnten an zwei größeren Gewässern mit dichter submerser, aber auch emerser Vegetation und offensichtlich wenigen Fischen Larven des Donaukammolches, sowie in einem auch Rotbauchunkenlarven nachgewiesen werden (SCHEDL & KLEPSCH 2003). Diese flachen innerhalb des Dammes liegenden Gewässer werden jährlich überschwemmt, fallen aber auch regelmäßig trocken, so dass sich keine größeren Fischbestände etablieren können.

Fortpflanzungsbiologie (ENGEL 1996; Beobachtungen im Aquarium und im Freiland):

Amplexus und Laichabgabe: Das Männchen umklammert das Weibchen von hinten her um die Lenden (*Amplexus lumbaris*), eine für die Unken typische Verhaltensweise. Das Paar verharrt dann regungslos auf der Wasseroberfläche. Dieser Vorgang kann lange dauern (bis zu 3,5 Stunden). Die Tiere zeigen in dieser Haltung nicht die sonst übliche Fluchtreaktion.

Laichabgabe: Kurz vor der Laichabgabe sucht das Weibchen schwimmend (mit dem umklammernden Männchen) geeignete Wasserpflanzen und prüft diese mit den Vorderbeinen. Bevorzugt werden vertikale Strukturen, horizontale werden schnell verworfen. Im Terrarium wurden für dieses „Suchschwimmen“ Zeiträume von zwei bis elf Minuten gemessen.

Hat das Weibchen eine geeignete Pflanze gefunden, bewegt es sich aus der waagrechten Lage in eine nahezu senkrechte und streckt dabei die Hinterbeine aus. Das klammernde Männchen krümmt seinen Körper und bringt seine Kloake über die des Weibchens. Nun treten gleichzeitig Eier und Spermien aus, das Weibchen dreht sich mit dem Männchen um die Pflanze, wodurch der Laich um diese gewickelt wird. Dieser Ablauf wird mehrmals wiederholt, wobei das Weibchen jeweils neue Pflanzen auswählt. Ohne eine sichtbare Verhaltensänderung des Weibchens wird die Laichabgabe durch das Männchen beendet, das seine Umklammerung löst.

Eiabgaben (Aquarienbeobachtung): Nachdem das Paar etwa dreieinhalb Stunden im Amplexus verweilt wurden in den folgenden zweieinhalb Stunden fünf Laichabgaben vollzogen, wobei die Anzahl der abgegebenen Eier zwischen ca. 10 und ca. 75 schwankte.

Während der Umklammerung verfärbt sich das Männchen charakteristisch. Die Grundfarbe des Rückens hellt sich auf und die dunklen Flecken nehmen eine intensiv grüne Färbung an.

Pärchen im Amplexus sind häufig zu beobachten, es kommt jedoch nicht immer zu Laichabgaben.

19.1.4 Autökologie

Als Laichgewässer und Sommerlebensraum bevorzugen Rotbauchunken stehende, sonnenexponierte Flachgewässer mit dichtem sub- und emerseren Makrophytenbestand (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996). Ein gut geeignetes Gewässer zeichnet sich durch eine große Stabilität der physikalischen und chemischen Parameter aus. Die Eier benötigen klares und sauberes Wasser, sonst sterben sie innerhalb weniger Stunden ab. Typisch ist weiters eine dicke Schlammschicht mit großem Wassergehalt. Nicht selten trocknen Reproduktionsgewässer im Hochsommer aus und besitzen somit ein eingeschränktes Prädatorenspektrum (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996). Typische Laichhabitats und Aufenthaltsgewässer sind temporäre Überschwemmungsflächen in Flußauen. Neben mittleren und größeren, permanenten, ruhigen Gewässern mit zumindest in den Randzonen reichlich vorhandener Vegetation, werden in großen Seen auch landferne Schilflacken mit geeigneten Randstrukturen angenommen (MADEJ 1964, 1973; GRILLITSCH & GRILLITSCH 1984; FISCHER-NAGL 1977). Gewässer bis zu einer Tiefe von 80 cm werden in der gesamten Ausdehnung bevölkert, in tieferen Seen bewohnt

die Rotbauchunke nur die Uferzonen bis zum äußeren Schilfgürtel (LÖRCHER 1969, GRILLITSCH & GRILLITSCH 1984).

Daneben sind auch Kleinstgewässer, wie winzige Tümpel und Pfützen, wo sich allerdings ausschließlich ein- bis zweijährige, noch nicht geschlechtsreife Tiere einfinden (LÖRCHER, 1969), sowie Wassergräben und Kleingewässer im Vorrand größerer Seen Sommeraufenthaltsorte der Rotbauchunke.

Außerhalb der Auegebiete findet man sie auch an Abbaustellen, wo durch Abgrabungen bis zum Grundwasserhorizont kleine Weiher(gruppen) entstanden sind.

Folgende Rangordnung der Laichplatzparameter im Laichplatzschema der Rotbauchunke sind nach gegenwärtigen Kenntnissen anzunehmen (vgl. MADEJ 1973):

1. Offenes Wasser
2. Besonnung
3. Reichlicher submerser Pflanzenbewuchs zumindest in den Randzonen
4. Klares Wasser
5. Keine Strömung
6. Permanentes Gewässer
7. Mittelgroße bis große Gewässer
8. Vorhandensein von Zonen mit einer Maximaltiefe bis ca. 80 cm
9. Vertikalstrukturen

Für die Verteilung der Rotbauchunken innerhalb ihrer Lebensräume ist nur das Vorhandensein der offenen Wasserstellen ausschlaggebend. Neu entstandene Gewässer werden schnell entdeckt und dann mit großer Standorttreue bewohnt, wodurch es auch zu keiner schwerpunktmäßigen Besiedlung bestimmter Auwaldzonen kommt (PINTAR 1984). Auch langandauernde und großflächige Überflutungen durch Hochwässer bedeuten keine Störung der natürlichen Aktivitäten (MARIAN 1977).

Frisch metamorphosierte Jungtiere halten sich oft in großen Mengen auch tagsüber im unmittelbaren Uferbereich des Laichgewässers auf (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996). Dagegen unternehmen adulte Rotbauchunken vor allem in der Nacht wahrscheinlich zur Nahrungssuche (SCHREIBER 1912) auch Landgänge im Umfeld der Gewässer. Juvenile und subadulte Individuen sind oft in vegetationslosen Pfützen und Flachwasserbereichen zu finden (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996). Nach der Laichperiode, insbesondere aber während des Austrocknens der Gewässer, weichen adulte Unken auch auf andere suboptimale (MADEJ 1973) oder sogar hochgradig belastete Gewässer aus (SCHNEEWEISS et al. 1992).

Obwohl die Larven auf Trübung und Verschmutzung des Wassers sehr empfindlich reagieren (FISCHER-NAGL 1977), wurden in Polen auch in stark verschmutzten und durch Industrieabwasser belasteten Gewässern Paarungen beobachtet (KOWALEWSKI 1974)

Nach Austrocknen ihrer Wohngewässer bzw. zum Sommerende verlassen die Rotbauchunken die Gewässer und verbringen den Tag in Verstecken wie Mäuse- oder Maulwurfsgängen (STRECK & WISNIEWSKI 1961). Als Winterquartier dienende Nagerbauten, Erdspalten, geräumigere Hohlräume im Erdreich werden von Ende September bis Mitte Oktober aufgesucht und von Mitte März bis Anfang April wieder verlassen (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996). Auch Spalten zwischen Steinen von Eisenbahnböschungen und Bereiche unter Baumwurzeln und Steinen können als Winterquartier dienen. Bei der Überwinterung können sich große Gruppen aller Altersstufen vereinen (KOWALEWSKI 1974). Die Überwinterung der Aupopulationen (Wien) erfolgt häufig am Bodengrund der im Herbst trockenfallenden Altwässer und Tümpel (CABELA 1990).

19.1.5 Populationsökologie

Marchauen bei Hohenau (SCHEDL 2004; in Vorbereitung): Amphibienzaun (Zaun-Kübelmethode), in der ersten Woche (20.-26.3.04) wurden 261 Rotbauchunken am Zaun registriert; 130 Männchen, 127 Weibchen, 3 Subadulte;

Geschlechterverhältnis (Männchen zu Weibchen): Hohenau 1:0,98;

Bei einer Langzeituntersuchung an Rotbauchunken in Brandenburg wurde ein Geschlechterverhältnis von 1:1 festgestellt (BECKMANN & SCHNEEWEISS 2001).

Wanderungen: A. NÖLLERT kontrollierte über Jahre hinweg an einem völlig durch einen Plastikfolienzaun eingegrenzten Gewässer im Kreis Strasburg die an- und abwandernden Tiere und bemerkte vom April bis zum September in allen Monaten sowohl Tiere, die das Gewässer verließen als auch solche, die zuwanderten. Während sich das Abwandern mit ökologisch ungünstigen Bedingungen erklären lässt, spricht das Zuwandern dafür, dass zumindest einige Tiere ständig zwischen verschiedenen Habitaten (sicherlich vorwiegend Gewässern) einer Landschaft pendeln (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996). ENGEL (1996) erhielt bei einer Untersuchung im mittleren Elbtal zahlreiche Wiederfänge von Gewässer wechselnden Unken. Die Tiere wanderten nachts über nicht überschwemmtes Grünland, wobei die Maximaldistanz (Luftlinie) 450 m betrug. Auf Landwanderungen zwischen verschiedenen Wohngewässern werden nach BRIGGS in Einzelfällen sogar über 1000 m zurückgelegt (ANDERSEN 1993).

Die vom weitaus überwiegenden Teil der Rotbauchunken im September und Oktober aufgesuchten Winterquartiere können sich in Wassernähe, aber auch bis zu 500 m davon entfernt befinden (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996).

Bevorzugte Laichgewässer weisen meist auch hohe Individuenzahlen anderer Amphibienarten auf (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996).

Bezüglich der Rangfolge der Eigensyntopie wird laut CABELA et al. (2001) *Bombina bombina* bundesweit am häufigsten mit den Amphibienarten *Hyla arborea*, *Triturus vulgaris*, *Pelobates fuscus* und dann erst mit *Triturus dobrogicus* und den Grünfröschen vergesellschaftet angetroffen.

19.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Rotbauchunke besitzt ein ausgedehntes europäisch-kontinentales Verbreitungsgebiet. Die nördliche Arealgrenze verläuft über Ost-Dänemark, Süd-Schweden, entlang der deutschen und polnischen Ostseeküste über Süd-Lettland und weiter bis zum Ural, der die östliche Verbreitungsgrenze darstellt. In der pontischen Region ist die Art nördlich des Schwarzen Meeres, einschließlich der Nordkrim verbreitet und dringt bis in das Gebiet nordwestlich des Kaukasus vor. Die südlichsten Vorkommen liegen in Norwestanatolien, Türkisch-Thrakien und im nordöstlichen Griechenland. Die südwestliche Arealgrenze verläuft östlich des Balkans, der Donauniederung zwischen Balkan und Karpaten folgend bis ins Ungarische Tiefland. Über die Östlichen Bundesländer Österreichs, durch Tschechien bis nach Niedersachsen zieht sich die Westgrenze des Verbreitungsgebietes (GÜNTHER & SCHNEEWEISS 1996).

EU: Deutschland, Dänemark, Schweden, Österreich, Griechenland;

Vorkommen in den biogeographischen Regionen: Kontinentale Region (Deutschland, Dänemark, Schweden, Österreich), Atlantische Region (Deutschland), Mediterrane Region (Griechenland);

Österreich: Vertikale Verbreitung: Tiefster Fundort: 115 m (Neusiedler See, Burgenland); Höchster Fundort: 590 m (Jaidhof, Niederösterreich, Hybridzone mit Gelbbauchunke);

Die überwiegende Anzahl der Meldungen (86 %) liegen aus dem Höhenbereich unter 200 m Seehöhe vor. Darüber überschneiden sich die Areale von Rot- und Gelbbauchunke unter Ausbildung einer Hybridzone (CABELA & GRILLITSCH 2001).

Bundesländer-Vorkommen: Reine *Bombina bombina*-Vorkommen: Niederösterreich, Wien, Burgenland, Steiermark, Oberösterreich (?)

Hybridzone mit der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*): Niederösterreich, Wien, Burgenland, Steiermark, Oberösterreich?

Wien: Hauptverbreitung in den Donauauen (Lobau, Wiener Teil des Nationalparks Donauauen; Reste des ehemaligen Auegebietes im Prater); Donauinsel;

Niederösterreich: Hauptverbreitung in den Donauauen (bis Krems) und den Marchauen; weitere Vorkommen im Wiener Becken, entlang der Leitha, im Weinviertel und Tullner Feld; Als westlichste Vorkommen im Donautal gelten morphologisch beurteilte Funde unmittelbar östlich der Wachau.

Entlang der Übergangszonen zum westlich und südlich anschließenden Gelbbauchunkenareal bestehen unterschiedliche breite Hybridgürtel (östliches Waldviertel, Wienerwald, Voralpen). Eine gesonderte Ausweisung von Hybridpopulationen ist aus Mangel an flächendeckenden chemosystematischen Untersuchungen nicht möglich (CABELA et al. 1997).

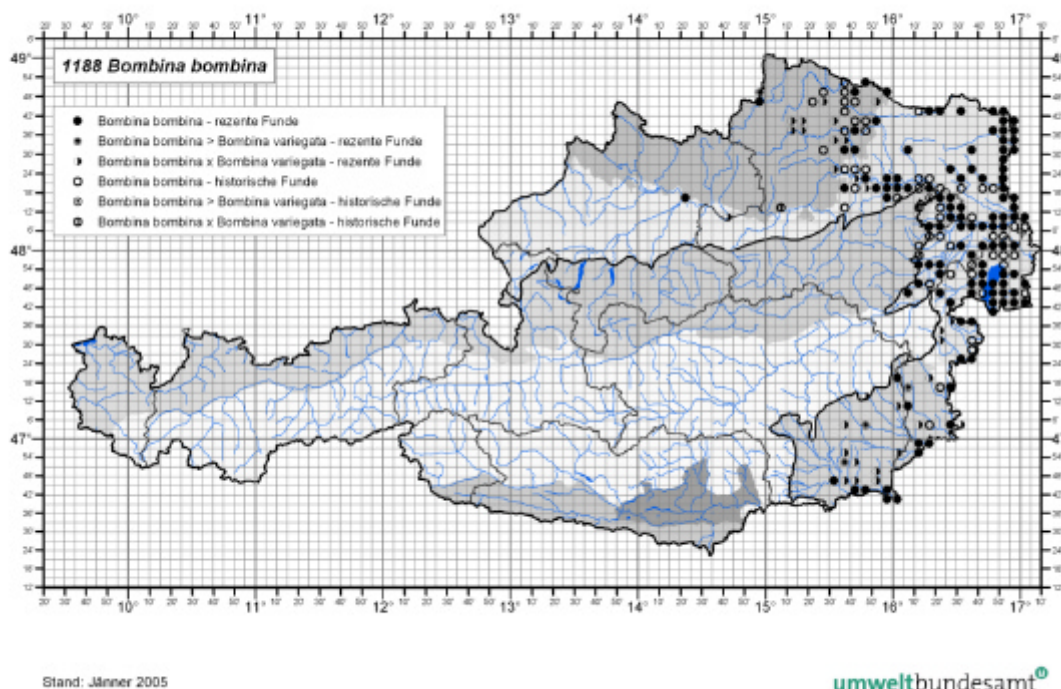
Burgenland: Hauptverbreitung im Gebiet Neusiedlersee – Seewinkel, mehrere Fundpunkte in den Tieflagen der Bezirke Oberpullendorf und Oberwart, Güssing und Jennersdorf; einer in Mattersburg (Natura 2000 Gebiet Teichwiesen);

Oberösterreich: Vorkommen in einem isolierten Altarmrest in den Linzer Donauauen (WEISSMAIR 1999 a, b); aus der Umgebung von Linz liegen auch ältere Fundortangaben vor (WETTSTEIN 1956; HÖPFLINGER & SCHLIEFENSTEINER 1981).

Steiermark: Rotbauchunkenbestände und Hybridzone mit *B. variegata* in den Tieflagen im Südosten.

Bestandessituation: Eingehende Populationsstudien fehlen, die Verbreitungszentren in den Donau- und Marchauen weisen – zumindest über weitere Bereiche – intakte, größere zusammenhängende Populationen auf.

Rasterfrequenzen: In der Herpetofaunistischen Datenbank Österreichs (HFDÖ) liegen für die Rotbauchunke (incl. Hybridunken) insgesamt 1005 Fundmeldungen aus 667 Fundorten vor. 270 Fundmeldungen aus 210 Fundorten fallen auf den Zeitraum vor 1980, 735 Fundmeldungen aus 507 Fundorten auf den Zeitraum 1980 – 1996. Insgesamt sind dadurch 191 3 x 5 Minuten – bzw. 442 1 x 1 Minuten - Rasterfelder belegt.



19.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung:

IUCN Red List: LR (Lower Risk) / cd (Conservation Dependent)

Rote Liste Österreich: 3 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)

Rote Liste Wien, Niederösterreich, Steiermark: 2 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994; CABELA et al. 1997)

Rote Liste Burgenland: 3 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)

Schutzstatus:

FFH-Richtlinie: Anhang II und Anhang IV

Berner Konvention: Anhang II

Naturschutzgesetze der Bundesländer Wien, Niederösterreich, Burgenland, Steiermark: (voll) geschützt (RIENESL 2001)

Gefährdungsursachen:

- Die starke Gefährdung der Rotbauchunke kann großteils auf den Verlust und die Entwertung der Gewässer (Laichplatz und Sommerlebensraum) zurückgeführt werden. So stellte KYEK (2001) bei der Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank Österreichs (HFDÖ) fest, dass im Zeitraum 1982 bis 1996 2038 erhobene Amphibienbiotope als stark gefährdet eingestuft wurden. Neben Gewässerverfüllungen, wasserbaulichen Maßnahmen und Entwässerungen waren Schutt- und Müllablagerungen dafür verantwortlich. 281 Gewässer wurden dadurch überhaupt vernichtet. Obwohl das Verfüllen von Teichen, Tümpeln und

anderen Feuchtgebieten in vielen Bundesländern bewilligungspflichtig oder verboten ist, wurden und werden Maßnahmen dieser Art noch immer durchgeführt.

- In Auegebieten sind durch Bau von Dämmen und Kraftwerken viele Gewässer verloren gegangen. Aufgrund fehlender Dynamik stagniert die Neubildung von Gewässern und viele Laichhabitate verlanden. Gebietsweise wird der Druck aufgrund intensiver Nutzung der Landlebensräume durch Forstwirtschaft, Jagd, Freizeit, Industrie, Ackerbau und Schottergewinnung verstärkt (PINTAR 2001).
- Entwässerung von Feuchtgebieten, Absenkung des Grundwasserspiegels
- Eine weitere Gefährdungsursache – und in letzter Zeit die vielleicht vordringlichere – ist der Besatz durch Fische, da die Rotbauchunke sehr empfindlich auf Fischbesatz reagiert. Damit ist nicht nur das Umwandeln in fischereilich genutzte Gewässer gemeint, sondern durchaus auch das Einsetzen von oftmals faunenfremden Arten durch „Privatpersonen“ („...weil zu einem richtigen Gewässer auch Fische gehören...“). Besonders tragisch wirkt sich dieser Umstand auf jene Populationen aus, die ohnehin isoliert sind und keine Ausweichmöglichkeiten haben.
- Die Zerschneidung der Lebensräume durch Straßen führt zur Abtrennung der Laich- bzw. Aufenthaltsgewässer von Sommer- und/oder Überwinterungshabitaten. Die Ausbreitungsmöglichkeiten der Art werden hierdurch stark eingeschränkt.
- Eutrophierung der Gewässer mit den Folgen von Sauerstoffmangel, Temperaturanstieg und Algenmassenentwicklungen. Anwendung von Bioziden und Mineräldünger mit toxischer und verätzender Wirkung auf Amphibien und ihre Nahrungstiere.

19.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien für die Bewertung der Verantwortlichkeit von STEINICKE et al. (2002) kommt den Österreichischen Beständen aufgrund des kleinen Arealanteils und der Arealrandlage keine besondere Verantwortlichkeit zu.

Eine besondere Bedeutung ist jedoch den Hybridpopulationen von Rot- und Gelbbauchunke beizumessen.

19.1.9 Kartierung

Hinweise zur Abgrenzung von Lebensräumen der Art im Freiland: Ausgehend vom Artnachweis, der in erster Linie am Gewässer erfolgen wird, ist das Umfeld zu untersuchen. Als pragmatischer Ansatz soll ein 500 m Radius um das Laichgewässer gelegt werden, mit dem der Lebensraum der (Teil) Population abgedeckt werden soll. Das Laichgewässer mit dem umliegenden Landlebensraum – der 500 m Radius deckt eine Fläche von 78,5 Hektar ab – stellt also die unterste Bezugsebene dar. Bei einem größeren, länglichen Gewässer ist der Abstand von 500 m vom Gewässerrand in alle Richtungen einzuhalten (die Form des potentiellen Lebensraumes wird dann eher elliptisch sein).

Liegen Artnachweise von einer Amphibienwanderstrecke vor, so ist der Bezug zum Laichgewässer herzustellen. Dieses muß nicht unbedingt das räumlich nächstgelegene Gewässer sein. Stellt sich heraus, dass sich dadurch eine größere Distanz als 500 m ergibt, ist die Fläche um potentielle Habitate zu erweitern (z.B. Überwinterungshabitate in Wäldern). Zwischen den Extremfällen Laichgewässer ist Jahreslebensraum (isolierte Population überwintert am/im Gewässer) und weiten Wanderstrecken (zu/von den Sommerhabitaten, zu/von den Überwinterungshabitaten) auch > 500 m, ist alles möglich. Zudem können sich Populationsteile unterschiedlich verhalten.

Erhebungsmethoden: Rufkartierung der Männchen (besonders bei größeren Gewässern mit üppiger submerser Vegetation): Bei größeren Rufgemeinschaften von Rotbauchunken ist es schwierig, die Anzahl der Männchen abzuschätzen. BRIGGS (1996) empfiehlt Populations-schätzungen nur bei entsprechend guter Gewässerkenntnis. Jedes Tier soll mittels Fernglas lokalisiert und in eine Gewässerskizze eingetragen werden. Es sollten mindestens drei Bege-hungen pro Saison (Mitte April – Mitte Juni) durchgeführt werden. Die Zählungen erfolgen bei warmem Wetter nachmittags, bei sehr warmen Bedingungen auch am Abend.

Da das Geschlechterverhältnis bei 1:1 liegt (BRIGGS, 1993; BECKMANN & SCHNEEWEISS, 2001; SCHEDL, in Vorbereitung), lassen sich bei einer entsprechend genauen Rufkartierung der Männchen Populationsgrößenangaben für die adulten Rotbauchunken machen.

Populationsabschätzung mittels Fang-Wiederfang-Berechnungen (bei kleinen übersichtlichen Gewässern, ohne stark ausgeprägte submerse Vegetation): Unken werden an mindestens zwei knapp aufeinanderfolgenden Tagen mittels Kescher gefangen und an der Bauchseite fotogra- fiert (individuelles Unterscheidungsmerkmal). Die Populationsschätzung erfolgt nach der Peter- son / Lincoln-Methode.

Abschätzung des Reproduktionserfolges: Ab Mitte Juni bis Mitte/Ende Juli sollten Erhebungen der älteren Larven bzw. Metamorphlinge durchgeführt werden. Bei übersichtlichen Gewässern kann gekeschert werden, bei stark verwachsenen empfiehlt sich der Einsatz der Fangflaschen (SCHEDL & KLEPSCH, 2003; siehe Methodikteil bei den Arttexten der Kammmolche). Rot- bauchunkenlarven wie auch Metamorphlinge wurden bis Ende Juli bei Wassertemperaturen um 30° C in Restwassertümpeln an der March gefangen (SCHEDL, 2004; in Vorbereitung). Alle Tiere befanden sich in guter Verfassung.

19.1.10 Wissenslücken

Grundlagenforschung zu Hybriden hinsichtlich sogenannter „Evolutionary Significant Units“ (ESU), also Populationen oder Gemeinschaften von Populationen, die bestimmte, einzigartige Einheiten jenseits von taxonomischen Hierarchien darstellen. Sie sind in der Regel von den restlichen Populationen der jeweiligen Art etwas isoliert und weisen daher spezifische Anpas- sungen an ihren Lebensraum auf.

Verbreitung: Mehrere Regionen, v.a. in Burgenland sind nicht oder schlecht bearbeitet.

Es fehlen bundesweit Angaben zu Populationsgrößen.

Mangelnde Kenntnis über die Vernetzung bzw. den Isolationsgrad der jeweiligen (Teil)Populationen, auch in Augebieten.

19.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

ANDERSEN, A. (1993): Umsetzung des Artenhilfsprogrammes für die Rotbauchunke (*Bombina bombi- na*) im Rahmen der Planung des Landschaftsparkes Nordost im Bezirk Hohenschönhausen.- Un- veröff. Ber. i. A. Bezirksamt Hohenschönhausen.

BECKMANN, H. & SCHNEEWEISS, N. (2001): Langzeitdynamik einer Rotbauchunkenpopulation in ei- ner Agrarlandschaft Brandenburgs. Vortrag im Rahmen von „Vielfalt in Raum und Zeit – Langzeit- dynamik und Strukturierung von Populationen bei Amphibien und Reptilien und deren Bedeutung für den Naturschutz. Fachtagung der AG Feldherpetologie der DGHT und des Bundesfachaus- schuss Feldherpetologie und Ichthyofaunistik des NABU 16.-18.11.2001 in Bremen.

BERGER, L. (1987): Impact of agriculture intensification on Amphibia. In: VAN GELDER, J. J.; STRIJBOOSCH, H. & BERGERS, P. M. J. (Eds.): Proceedings of the 4th Ordinary General Meet- ing of the SEH. Nijmegen (Faculty of Sciences Nijmegen).

- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. Schriftenreihe für Landschaftspflege u. Naturschutz (3. Aufl.), Bonn-Bad Godesberg (Kilda), Heft 18, 150 S.
- BRIGGS, L. (1993): Populationsdynamische Untersuchungen an Rotbauchunkenpopulationen mit besonderer Berücksichtigung auf die Erhaltung der Art in Dänemark. Biologisk Institut, Odense Universität.
- BRIGGS, L. (1996): Populationsdynamische Untersuchungen an Rotbauchunken-Populationen mit verschiedenen Landbiotopen. In: KRONE, K. & KÜHNEL, K.-D. (Hrsg.): Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*). Ökologie und Bestandssituation. Rana Sonderheft 1, Natur & Text, Brandenburg.
- CLAUSNITZER, H.-J. (1983): Zum gemeinsamen Vorkommen von Fischen und Amphibien. Salamandra 19: 158-162.
- DIERKING, U. 1996. Erfahrungen mit der Aufstellung und Umsetzung des Schleswig-Holsteinischen Artenhilfsprogramms Rotbauchunke. In KRONE, A. & K.-D. KÜHNEL (eds.), Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) Ökologie und Bestandssituation, pp. 117-122. Natur & Text, Rangsdorf, Germany.
- EIBL – EIBESFELDT, I. (1953): Die Bestimmung von Kaulquappen nach ihrem Verhalten. Die Aqarienzeitschrift, IV:16 – 18.
- ENGEL, H. (1996): Untersuchungen zur Ökologie an einer Population der Rotbauchunke des mittleren Elbtales (Niedersachsen). In: KRONE, K. & KÜHNEL, K.-D. (Hrsg.): Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*). Ökologie und Bestandssituation. Rana Sonderheft 1, Natur & Text, Brandenburg.
- FOG, K. (1996): *Bombina bombina* in Dänemark – Verbreitung, Bestandssituation und Lebensweise. In: KRONE, A. & KÜHNEL, K.-D. (Hrsg.): Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*). Ökologie und Bestandssituation. Rana Sonderheft 1, Natur & Text, Brandenburg.
- GLANDT, D. (1986): Die saisonalen Wanderungen der mitteleuropäischen Amphibien.- Bonner zool. Beitr., Bonn 37(3): 211-228.
- GOLLMANN, G. 1996. Zur Populationsgenetik der Rotbauchunke. In KRONE, A. & K.-D. KÜHNEL (eds.), Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) Ökologie und Bestandssituation, pp. 47-50. Natur & Text, Rangsdorf, Germany.
- GROßE, W.-R. 1996. Vorkommen und Habitatwahl der Rotbauchunke im westlichen Leipziger Auenwal (Sachsen). In KRONE, A. & K.-D. KÜHNEL (eds.), Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) Ökologie und Bestandssituation, pp. 14-20. Natur & Text, Rangsdorf, Germany.
- GÜNTHER, R. & SCHNEEWEISS, S. (1996): Rotbauchunke – *Bombina bombina*. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- HEUSSER, H. (1971a): Differenzierendes Kaulquappenfressen durch Molche. Experientia 27: 475-476.
- KABISCH, K. & BELTER, H. (1968): Das Verzehren von Amphibien und Reptilien durch Vögel. Zool. Abh. Mus. Tierkd. Dresden 30: 89-92.
- KOWALEWSKI, L. (1974): Observations on the Phenology and Ecology of Amphibia in the Region of Czestochowa. – Acta zool. Cracov. 19: 391-460.
- KRONE, A. (1992): Erfahrungen mit dem Einsatz von Lichtfallen für den Nachweis von Amphibien. Rana 6:158-161.
- KÜHNEL, K.-D. (1996): Bestandsrückgang der Rotbauchunke (*Bombina bombina* Linnaeus 1761) in Berlin und Grundzüge eines Schutzkonzepts. In KRONE, A. & K.-D. KÜHNEL (eds.), Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) Ökologie und Bestandssituation, pp. 104-116. Natur & Text, Rangsdorf, Germany.
- LÖRCHER, K. (1969): Vergleichende bio-akustische Untersuchungen an der Rot- und Gelbbauchunke, *Bombina bombina* (L.) und *Bombina variegata* (L.). Oecologia, Berlin, 3: 84-124.
- MADEJ, Z. (1964): Studies on the Fire Bellied Toad (*Bombina bombina* LINNAEUS, 1761) and Yellow Bellied toad (*Bombina variegata* LINNAEUS, 1758) of Upper Silesia and Moravian Gate. Acta Zool. Cracoviensia, Krakow; 9(3): 291-334.

- MADEJ, Z. (1973): Ekologia europejskich kumakow (*Bombina* OKEN, 1816) Ecology of European Belled Toads (*Bombina* OKEN, 1816). *Przeglad Zool.*; 17(2): 200–204.
- MARIAN, M. (1977): Effect of floods on the amphibia-reptilia fauna living in the flood-plain of the Tisza and their regeneration. *Tiscia, Szeged*; 12:117-121.
- MAXSON, L. E. R. & SZYMURA, J. M. (1979): Quantitative immunological studies of the albumins of several species of the fire bellied toads, genus *Bombina*. *Comparative Biochemical Physiology*, 63B: 517-519.
- NÖLLERT, A. & NÖLLERT, CH. (1992): Die Amphibien Europas. Bestimmung Gefährdung – Schutz. Stuttgart.
- OLDHAM, R.S. (1994): Habitat assesments and population ecology. In: GENT, T. & BRAY, R.: Conservation and management of Great Crested Newts: Proceedings of a Symposium held on 11. January 1994 at Kew Gardens, Richmond, Surrey: 45-68.
- SCHNEEWEIß, N. (1996): Zur Verbreitung und Bestandsentwicklung der Rotbauchunke *Bombina bombina* Linnaeus, 1761 in Brandenburg. In KRONE, A. & K.-D. KÜHNEL (eds.), Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) Ökologie und Bestandssituation, pp. 87-103. Natur & Text, Rangsdorf, Germany.
- SCHREIBER, E. (1912): Herpetologia europaea: Eine systematische Bearbeitung der Amphibien und Reptilien welche bisher in Europa aufgefunden. 2. Aufl., Jena.
- STEINICKE, H.; HENLE, K. & GRUTTKE, H. (2002): Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn – Bad Godsberg.
- SZYMURA, J. M. (1996): How large are genetic resources in *Bombina*: Is hybridisation a threat to STRECK, O.E. & WISNIEWSKI (1961): Verbreitung und Vorkommen der Lurche und Kriechtiere in der Mark Brandenburg. *Märkische Heimat* 5: 260-270.
- SZYMURA, J. M. (1983): Genetic differentiation between hybridizing species *Bombina bombina* and *Bombina variegata* (Salientia, Discoglossidae) in Poland. – *Amphibia-Reptilia*, Leiden, 4: 137-145.
- SZYMURA, J. M.; SPOLSKY, C. & UZZELL, T. (1985): Concordant change in mitochondrial and nuclear genes in a hybrid zone between two frog species (genus *Bombina*). – *Experientia*, Basel, 41: 1469-1470.
- Mit Österreichbezug:**
- CABELA, A. (1990): Rotbauchunke. *Bombina bombina bombina* (LINNAEUS, 1761). In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk, Wien: 52–59.
- CABELA, A., GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Lurche und Kriechtiere (Amphibia, Reptilia). Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hrsg.), Wien.
- CABELA, A. & GRILLITSCH, H. (2001): Amphibien. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Umweltbundesamt, Wien: 164-441.
- FISCHER-NAGEL, A. (1977): Untersuchungen zur Ökologie der Anuren im Seewinkel des Burgenlandes, Österreich. Diplomarbeit Freie Universität Berlin. Unveröff.
- GRILLITSCH, B. & GRILLITSCH, H. (1984): Zur Verbreitung der Amphibien und Reptilien im Gebiet des Neusiedlersees (Burgenland, Österreich) unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse im westlichen Schilfgürtel. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 86(B): 29-64.
- GOLLMANN, G. (1981): Zur Hybridisierung der einheimischen Unken (*Bombina bombina* (L.) und *Bombina variegata* (L.), Anura, Discoglossidae); Dissertation Univ. Wien. (unveröff.)
- HÖPFLINGER, F. & SCHLIEFSTEINER, H. (1981): Naturführer Österreich. Fauna und Flora. Graz (Styria): 480 S.

- MAYER, W. (2001): Unterarten und Geschwisterarten. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Wien (Umweltbundesamt).
- PINTAR, M. (1984): Zur Ökologie von Anuren in Waldlebensräumen der Donau-Auen oberhalb Wiens (Stockerau, Niederösterreich). Bonn. zool. Beitr., Bonn; 35 (1-3): 185-212
- SCHEDL, H. & KLEPSCH, R. (2003): Errichtung und Betrieb der Brückenverbindung Hohenau – Moravsky Sväty Jan. Fachbereich Amphibien und Reptilien. Unveröff. Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung.
- RIENESL, J. (2001): Die rechtlichen Grundlagen des Schutzes der Herpetofauna. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Wien (Umweltbundesamt).
- TIEDEMANN, F. & HÄUPL, M. (1994): Rote Liste der Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere Österreichs. Grüne Reihe Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Bd. 2, Graz: 67-74.
- WAGNER, E. (2002): Amphibienfauna der Klosterneuburger Au mit besonderer Berücksichtigung der Molche und Sommerlaicher. Beitrag zur Beweissicherung im Rahmen des Kraftwerkes Freudenau. Diplomarbeit, Universität Wien u. Universität für Bodenkultur Wien. Unveröff.
- WEISSMAIR, W. (1999a): Die Amphibienfauna der Donau-Traun-Krems Auen im Stadtgebiet von Linz (Oberösterreich): Empfehlungen für Schutzmaßnahmen. Wolfers (unveröffentlichte Studie im Auftrag der Naturkundlichen Station der Stadt Linz): 40 S. + Anhänge (1 Tabelle, 6 Karten).
- WEISSMAIR, W. (1999b): Feuerkröten, „Schlammgeher“ und andere Lurche in den Auegebieten im Süden von Linz. Öko-L, Linz, 21(2): 3-10.
- WETTSTEIN, O. (1956): Die Lurche und Kriechtiere des Linzer Gebietes und einiger anderer oberösterreichischer Gegenden. I. Teil. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz, 1956: 221-233.

Wichtige österreichische Datenquellen

Herpetofaunistische Datenbank (HFDÖ) am NHMW;

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art

Dr. Antonia Cabela (NHMW), Dr. Werner Mayer (NHMW), Dr. Günther Gollmann (Institut f. Zoologie, Wien), Mag. Heimo Schedl (Klosterneuburg)

19.2 Indikatoren und Schwellenwerte

19.2.1 Indikatoren für die Einzelpopulation/Einzelfläche

Eine Erhebung der Habitatkriterien findet nur dann statt, wenn ein positiver Artnachweis vorliegt. In erster Linie wird dieser am Laichgewässer erfolgen. Liegen Artnachweise von einer Amphibienwanderstrecke vor, so ist der Bezug zum Laichgewässer herzustellen. Dieses muss nicht unbedingt das räumlich nächstgelegene Gewässer sein. Stellt sich heraus, dass sich dadurch eine größere Distanz als 500 m ergibt, ist der Radius um potentielle Habitate zu erweitern (z.B. Überwinterungshabitate in Wäldern).

Zwischen den Extremfällen Laichgewässer ist Jahreslebensraum (isolierte Population überwintert am/im Gewässer) und weiten Wanderstrecken (zu/von den Sommerhabitaten, zu/von den Überwinterungshabitaten), auch > 500 m, ist alles möglich. Zudem können sich Populationsteile unterschiedlich verhalten.

Als pragmatischer Ansatz soll ein 500 m Radius um das Laichgewässer gelegt werden, mit dem der Lebensraum der (Teil) Population abgedeckt werden soll. Das Laichgewässer mit dem umliegenden Landlebensraum – der 500 m Radius deckt eine Fläche von 78,5 Hektar ab – stellt also die unterste Bezugsebene dar. Bei einem größeren, länglichen Gewässer ist der Abstand

von 500 m vom Gewässerrand in alle Richtungen einzuhalten (die Form des potentiellen Landlebensraumes wird dann eher elliptisch sein). Bei sehr großen Gewässern und räumlich beschränkter Laichplatzeignung kann sich der zu untersuchende Lebensraum auf die daran anschließenden Landhabitats einengen.

Die vorliegende Kriteriensammlung kann nicht alle möglichen Gewässer-/Landhabitat – Kombinationen abdecken!

Habitatindikatoren	A	B	C
Laichgewässerausstattung (Einzelgewässer)	<p>altes, größeres, auch tieferes, permanentes Stillgewässer (Weiher, Teich) mit Wasserfläche > 200m²; sonnenexponiert, mit Flachwasserzonen, gut ausgeprägter submerser Vegetation, ausgeprägter Uferzonierung;</p> <p>oder größeres (> 200m²), temporäres Gewässer, das im Laufe des Sommers trocken fallen kann;</p> <p>oder zwei od. mehrere eng benachbarte, kleinere Gewässer ähnlicher Qualität</p>	<p>geringere Dimensionen (> 50m²), mittlere Ausprägung;</p> <p>oder größeres, stark beschattetes Gewässer;</p>	<p>kleines Gewässer (< 50m²) mit geringer Strukturierung, ev. beschattet</p>
Unmittelbares Gewässerumfeld (Streifen von 50 m Breite)²⁷	<p>struktureiches Umfeld mit reichlich liegendem Totholz; Einzelsträucher oder Buschgruppen (wobei die Südseite des Gewässers möglichst offen sein sollte); Feuchtwiesenbereiche günstig; ohne jegliche intensive agrarische Nutzung;</p> <p>und/oder lockere Baum/Strauchschicht (Wald, Feldgehölz), die Besonnung zulässt;</p>	<p>weniger gute Ausprägung (wenig Totholz, Einzelsträucher, oder nur ein Teil des Umfeldes sehr gut strukturiert);</p> <p>oder locker verbautes, barrierefreies Gartenland im Siedlungsgebiet;</p>	<p>unstrukturiertes Umfeld, ev. intensiv gepflegt (unmittelbar angrenzendes, intensiv bewirtschaftetes Agrarland);</p> <p>und/oder barriereiches, stark verbautes Siedlungsgebiet;</p>
Gefährdungsursache Fischbesatz²⁸	kein Fischbesatz (feststell-	(wahrscheinlich) geringe	künstlicher, starker Fisch-

²⁷ Indikator hinsichtlich eines möglichen Landlebensraumes, die Ausprägung kann in den verschiedenen Richtungen um das Gewässer unterschiedlich sein, wichtig hierbei ist der (mögliche) Kontext zu anderen potentiellen Habitat-elementen; d.h. jene Bereiche des Gewässerumlandes sind höher zu werten, die Anschluß an mögliche Sommer- und Winterhabitats aufweisen

	bar)	Besiedlung durch Fische und/oder nur temporär (z.B. austrocknende Gewässer)	besatz (z. B. auch durch ausgesetzte Goldfische)
Potenzieller Landlebensraum	Naturnahe Wälder (Laubwälder, Mischwälder) mit gut ausgebildeter Kraut-/Strauchschicht und hohem Totholzanteil; und/oder extensiv genutzte (Feucht)Wiesen oder Weideflächen mit regelmäßigen Hecken/Buschgruppen/Feldgehölze; Anteil sehr guter Lebensräume > 75 %, in alle Richtungen gleichmäßig gegeben)	mäßig beeinflusste Wälder (forstlich beeinträchtigt, weniger Unterwuchs und Totholz), und/oder intensiver genutzte (Feucht)Wiesen mit geringerem Anteil an Hecken/Buschgruppen/ Feldgehölze; Anteil sehr guter Lebensräume 50 - 75 %	forstlich stark beeinträchtigte Wälder (hauptsächlich Nadelwald), kaum Unterwuchs und Totholz; und/oder intensives Agrarland ohne Strukturen, wie Hecken/Buschgruppen/ Feldgehölze und/oder angrenzendes Siedlungsgebiet (wenig durchgängig)
Gefährdungsursache Straße(n)²⁹	keine Straße oder geringe bzw. unregelmäßige Befahrung, < 50 Kfz/Tag, kaum nächtlicher Verkehr	Verkehrsfrequenzen > 50 Kfz/Tag, kaum nächtlicher Verkehr (z. B. Anrainerverkehr kleiner Siedlungen)	gut ausgebaute (auch mehrspurige) Straßen mit Verkehrsfrequenzen > 500 Kfz/Tag, mit nächtlichem Verkehrsaufkommen
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	> 500 Tiere (Adulti)	100-500 Tiere (Adulti)	<100 Tiere (Adulti)
Populationsstruktur/ Reproduktion	alle Altersklassen (adult, subadult, larval), regelmäßig erfolgreiche Reproduktion	alle Altersklassen (adult, subadult, larval), mäßig erfolgreiche Reproduktion (z.B. nicht jedes Jahr)	überwiegend alte Tiere, unregelmäßige Reproduktion mit seltenem Erfolg (z.B. Gewässer trocknet meist zu früh ab)

Trennung von Landlebensraum, Landlebensraum-Laichgewässer und Laichgewässer-Komplexen (oft durchschneiden Straßen nicht nur in Einzahl, sondern netzartig die Lebensräume, so dass von einem noch größeren Gefährdungsszenario ausgegangen werden kann).

Befinden sich an der Straße Amphibienschutzanlagen, so sind folgende Sachverhalte zu prüfen:

²⁸ Grundsätzliches Problem, den Fischbesatz nachzuweisen; vor allem bei geringem Besatz und/oder vornehmlich kleinen Arten (z. B. Stichling, Moderlieschen); bei Einsatz von Fallen sind die kleineren Arten bzw. Jungfische relativ gut nachweisbar.

²⁹ innerhalb des 500 m Radius; möglicher Gefährdungsgrad ist abzuklären (Befragung von Anrainern, Bauern, Forstleuten, Jägern; Begehung der Straßen v. a. nach Regenfällen); unasphaltierte Güter- und Forstwege werden nicht bewertet

Temporäre Amphibienschutzanlage mit (oder ohne) Kübel: Ist der Abschnitt lang genug und erfüllt das Material eine ausreichende Sperrwirkung? Ist die Betreuung über den notwendigen Zeitraum gewährleistet (wird die An- und Abwanderung im vollen Umfang betreut, Jungtierwanderung)?

Permanente Amphibienschutzanlage: ist der Abschnitt lang genug, werden bestehende Tunnel angenommen? Pflege?

Erfüllt die Schutzmaßnahme ihre Funktion, so ist der Gefährdungsgrad der Straße herabzusetzen bzw. auszuschließen!

Der Parameter „Gefährdungsursache Straße(n)“ kann an mehreren Stellen der Verknüpfung ansetzen:

- Innerhalb des 500 m Radius bei Einzelgewässern
 - Zwischen zwei oder mehreren Laichgewässern
 - Mehrmals über verschiedene Straßen in einem Gewässernetz
- führt in jedem Fall bei Ausprägung C zur Abstufung um einen Grad

Spezialfälle

- Laichgewässer deckt sich mit dem ausgewiesenen Natura 2000 – Gebiet: Der potentielle, außerhalb des Gebietes liegende Landlebensraum ist nach Schema zu bewerten, allfällige weitere im Umfeld liegende Gewässer sind mit zu berücksichtigen.
- Laichgewässer ist außerhalb des Natura 2000 – Gebietes: In manchen Gebieten sind Laichgewässer bekannt, die unmittelbar außerhalb der Natura 2000 – Flächen (z.B. im Siedlungsgebiet, in Abbaugeländen), potentielle Landhabitats z. T. aber innerhalb liegen. Diese stellen jedoch oft weit und breit die einzigen Laichgewässer dar, so dass diese unbedingt Eingang in den Bewertungsschlüssel finden sollen.

19.2.2 Indikatoren für die Metapopulation auf Gebietsebene

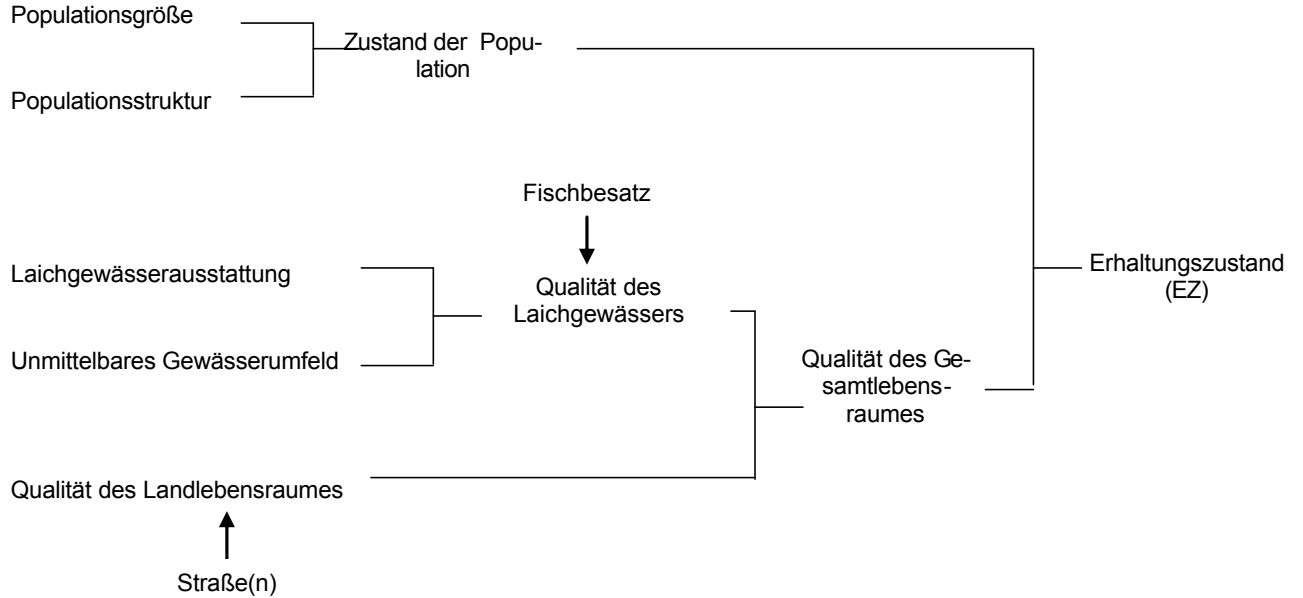
Abstand der Gewässer

Verknüpfung zweier Gewässer (Darstellung der idealisierten 500 m Radien)

- A** ... Abstand < 500 m;
- B** ... Abstand 500 – 1000 m;
- C** ... Abstand 1000 – 1500 m;

19.3 Bewertungsanleitung

19.3.1 Bewertungsanleitung für die Population/Einzelfläche



Zustand der Population

		Populationsgröße		
		A	B	C
Populationsstruktur	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	B	C	C

Qualität des Laichgewässers

		Laichgewässerausstattung		
		A	B	C
Gewässerumfeld	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	C	C	C

Qualität des Laichgewässers bei Beeinträchtigung durch Fischbesatz

		Laichgewässerqualität		
		A	B	C
Fischbesatz	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Qualität des Landlebensraumes, bei Beeinträchtigung durch Straße(n)

		Qualität Landlebensraum		
		A	B	C
Straße(n)		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Qualität des Gesamtlebensraumes

		Qualität Laichgewässer		
		A	B	C
Qualität Landlebensraumes		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand

		Zustand der Population		
		A	B	C
Qualität Gesamtlebensraum		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

19.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Bei mehr als zwei vernetzten Gewässern werden zuerst die nächstgelegenen miteinander verknüpft, das Ergebnis mit weiteren Gewässern usw.

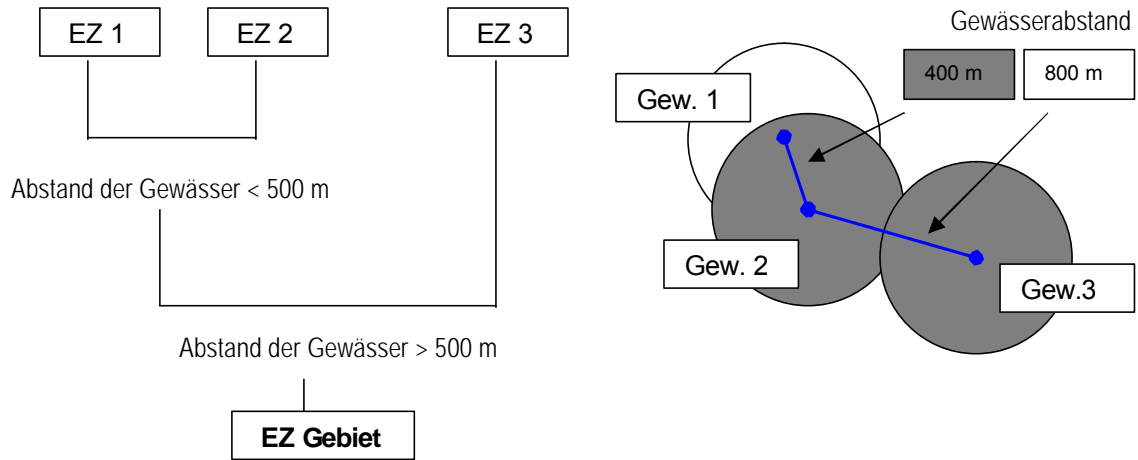
Hierbei ist das Ergebnis der bereits verknüpften EZ1 + EZ2 gegenüber dem neu zu verknüpfenden EZ 3 höher zu gewichten, es sei denn das Gewässer 3 beherbergt eine sehr große Teilpopulation!

In der Praxis kann eine derartige Verknüpfung trotz logischen Grundgerüsts wohl nur mit viel Gefühl vollzogen werden.

Eine Möglichkeit besteht darin, in einem größeren Natura 2000 – Gebiet Teilflächen separat zu bewerten, deren Gewässer räumlich in Verbindung stehen.

Beispiel: Gewässerkomplex aus 3 oder 4 Gewässern, deren Populationen als Metapopulation ausgebildet sind, weist einen guten oder hervorragenden Erhaltungszustand auf. In einiger Entfernung (z.B. in 1,5 und 3 km Entfernung) liegen zwei weitere, isolierte Populationen, deren Erhaltungszustand mittel-schlecht eingestuft wird. Eine Gesamtbewertung würde den Gewässerkomplex unverhältnismäßig schmälern.

In Auegebieten mit ausgeprägteren Gewässernetzen sind alle Gewässer zu bearbeiten, da bekannter Weise nur ein Teil als Laichgewässer für die Art in Frage kommt. Entsprechende Vereinfachung durch Bewertung von Gewässergruppen.



Gewässerabstand < 500 m, keine Barrieren

Gewässerabstand 500-1000 m, keine Barrieren

		EZ 1			
		< 500	A	B	C
EZ 2	A	A	A	A	B
	B	B	A	B	C
	C	C	B	C	C

		EZ 1			
		500 - 1000	A	B	C
EZ 2	A	A	A	B	B
	B	B	B	B	C
	C	C	B	C	C

Liegen auf Gebietsebene nur Gewässer vor, die mehr als 1000 (1500) m von einander entfernt sind, oder sind auch näher gelegene Gewässer durch unüberwindbare Barrieren voneinander getrennt, so kann der Erhaltungszustand nur dann B sein, wenn die Einzelpopulationen dementsprechend groß sind (jeweils über 500 adulte Individuen).

Gewässerabstand 1000-1500 m, keine Barrieren;

		EZ 1			
		1000-1500	A	B	C
EZ 2	A	B	C	C	
	B	C	C	C	
	C	C	C	C	

20 1193 BOMBINA VARIEGATA (LINNAEUS, 1758)

20.1 Schutzobjektsteckbrief

20.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Gelbbauchunke, Bergunke

20.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Amphibia, Anura, Discoglossidae

Anmerkungen zu eventuellen Unterarten, Rassen, Varietäten: Vier Unterarten, nur *Bombina v. variegata* in Österreich. Natürliche Intergradation von Gelbbauch- und Rotbauchunke tritt in mehreren Kontaktzonen (Hybridisierungszonen) Österreichs auf (GOLLMANN 1981, 1984, GOLLMANN et al. 1988).

Merkmale:

Gestalt: (nach GRILLITSCH 2001 und NÖLLERT & GÜNTHER 1996):

Allgemein: Krötenähnliche Erscheinung aufgrund der warzigen Haut; der Körper ist aber schlanker und flacher als bei den Echten Kröten (Bufonidae); äußerlich sind weder Trommelfell noch Parotidenwülste zu erkennen; sowohl Vorder- als auch Hinterextremitäten sind relativ kurz und wenig muskulös; Quotient aus Kopf-Rumpf-Länge : Tibiallänge liegt zumeist unter dem Wert 3,0; bei der „Fersenprobe“ (Hinterbein am Körper nach vorn gelegt) erreicht das Ende der ersten Zehe die Schnauzenspitze; zwischen allen Zehen sind Schwimmhäute ausgebildet; Gestalt gedrungener als die der Rotbauchunke, mit relativ längeren Unterschenkeln.

Körperunterseite: glatte Hautoberfläche.

Körperoberseite: Rücken und Oberseite der Gliedmaßen mit Warzen, deren Spitzen scharfe Hornspitzen tragen.

Kopf: Kopf flach; breit abgerundetes Maul; relativ dicht beieinander stehende, kugelförmig hervortretende Augen mit im Licht dreieckig, herzförmig oder rundlichen Pupillen; am Oberkiefer eine randständige Zahnreihe sowie zwei kleine Grüppchen Vomerzähne; Zunge groß und rundlich, bis auf einen schmalen Außenrand am Mundhöhlenboden festgewachsen.

Färbung und Zeichnung: (nach GRILLITSCH 2001 und NÖLLERT & GÜNTHER 1996):

Körperunterseite: Bauch auffällig blaugrau bis bleigrau und gelb bis orange gefleckt; die hellen Flecken zeigen Verschmelzungstendenz, so dass meist die Flecken in Brustmitte mit den Oberarmflecken sowie die Flecken in der Leistengegend miteinander und mit den Oberschenkel flecken in Kontakt stehen; die hellen Flecken von Zehe, Mittelfuß, Fußwurzel, Unter- und Oberschenkel hängen häufig zusammen; erster Finger und erste Zehe meist hell gefleckt; die dunklen Stellen tragen fast nie helle Pünktchen.

Körperoberseite: Oberseite lehmgelb bis bräunlich gefärbt; auf Vorder- und Mittelrücken treten nicht selten helle, verwaschene Flecke auf; auch Tiere mit grünlicher oder schwärzlicher Oberseite sowie mit grünen Nackenflecken kommen vor.

Geschlechtsunterschiede: (nach NÖLLERT & GÜNTHER 1996): Männchen ohne Schallblase; nur Männchen rufend; zur Paarungszeit mit schwarzen bis schwarzbraunen Paarungs(Brunft)schwieneln an der Innenseite der Unterarme, an der Innenseite der ersten drei Finger sowie an der Unterseite der drei mittleren Zehen; die Oberarme der Männchen sind „muskulöser“ als die weiblicher Unken.

Eier: nach GRILLITSCH (2001): Laichklumpen lose, aus etwa 2-40 Eiern bestehend; Eier oben mittel-, unten hellbraun, Durchmesser 1,5-2 mm; äußerer Eihüllendurchmesser 5-8 mm;

Larven (fortgeschrittenes Larvenstadium mit deutlich sichtbaren Hinterbeinanlagen): nach GRILLITSCH (2001): Spirakularöffnung in Bauchmitte; in der Oberlippe beide Zahnchenreihen durchgehend; jede Zahnchenreihe des Mundfeldes besteht aus 2 – 4 Zahnchenzeilen; eine feine, netzartige Pigmentierung ist besonders im Schwanzsaumbereich erkennbar; Mundfeld im Umriss queroval; dorsaler Flossensaum reicht kopfwärts höchstens bis in Rückenmitte.

Maße und Gewichte: nach NÖLLERT & GÜNTHER (1996): Eine Kopf-Rumpf-Länge (KRL) von fünf Zentimetern und ein Gewicht von zehn Gramm werden bei adulten Tieren selten überschritten; Larven bis 55 mm Gesamtlänge, selten nicht verwandlungsfähige Riesenlarven bis 100 mm Gesamtlänge.

Rufe (Lautäußerungen): nach NÖLLERT & GÜNTHER (1996): Wahrscheinlich nur männliche Tiere über eine Stimme verfügend; aufgrund fehlender Schallblasen sind die Rufe leiser als die der Rotbauchunke; Rufserien als auch die Intervalle zwischen den Einzelrufen sind kürzer als bei der Rotbauchunke (gewöhnlich mehr als 40 Rufe in der Mionute).

20.1.3 Biologie

Phänologie: nach CABELA & GRILLITSCH (2001):

Erst- und Letztfunde: Einzelne jahreszeitlich sehr frühe (Ende März) bzw. späte (Anfang November) Funde, regelmäßige Beobachtungen setzen im April ein und enden Ende September (CABELA & GRILLITSCH 2001).

Imagines – Funde im Wasser: Häufungsmaximum im Zeitraum Anfang Mai bis Anfang September.

Imagines – Funde an Land: Geringe Anzahl von Landfunden (Ende März bis Ende September).

Rufaktivität: Von Anfang April bis Mitte September, gehäuft von Mitte Mai bis Ende Juli.

Gelegefunde: Von Ende April bis Mitte August.

Paarungszeit: Ende April (früheste Gelegefunde) bis Mitte August (späteste Gelegefunde).

Larven: Anfang Mai bis Ende September.

Aktivität: Temperatur- und damit auch höhenlageabhängig verlassen die Gelbbauchunken das Winterquartier in Österreich zumeist Mitte bis Ende April und finden sich, je nach zurückzulegender Strecke, sofort (SEIDEL 1988) oder erst nach einiger Zeit an den Laichplätzen ein. Das Geschlechterverhältnis der Gesamtpopulation ist ausgeglichen. Männliche und weibliche Tiere treffen nicht gleichzeitig am Laichplatz ein (SEIDEL 1988, KAPFBERGER 1984). Das Geschlechterverhältnis beobachteter Tiere kann sich allerdings im Laufe des Jahres beträchtlich verschieben (NIEKISCH 1990).

In die Zeit zwischen Anfang Mai und Ende Juli fallen mehrere deutlich getrennte Rufperioden der Männchen, die bei entsprechender hormonaler Disposition (OBERT 1973) und günstigen Wassertemperaturen (min. 11,5°, max. 30°C) einsetzen, wenn nach ergiebigen Regenfällen (LÖRCHER 1969) der Wasserspiegel ansteigt (SEIDEL 1988). Eine deutliche Trennung in drei Fortpflanzungsphasen (Rufaktivität und Laichabgabe), wie sie z.B. OBERT (1973) oder KAPFBERGER (1982) fanden, muss nicht immer gegeben sein (BARANDUN 1990). In Wien beispielsweise zeichnen sich zwei getrennte Laichperioden ab (CABELA 1990a). Die Rufe der Männchen dienen bei Unken, im Gegensatz zu anderen Froschlurchen, nicht dem Anlocken der Weibchen, sondern der Organisation des Laichplatzes, wodurch es zu deutlichen Koloniebildungen entlang langer Ufer kommt (HEUSSER 1961). Mit Hilfe der Rufe bilden paarungswillige Männchen kreisförmige Reviere von 50-75 cm Durchmesser (LÖRCHER 1969), aus denen

eindringende, konkurrenzschwächere Männchen vertrieben werden. Dem Distanzhalten dienen den Männchen vermutlich auch durch synchrone Bewegungen der Hinterbeine erzeugte Wasserwellen (SEIDEL 1988).

Innerhalb der einzelnen Rufperioden finden ein bis zwei, während der gesamten Aktivitätszeit bis zu vier kollektive Laichperioden statt (SEIDEL 1988, OBERT 1973, MADEJ 1973). Die Paarungsbereitschaft der Weibchen beschränkt sich allerdings auf jeweils nur ein bis vier Tage meist zu Beginn der Rufperioden der Männchen. Vorwiegend abends oder nachts befestigen sie dann ihr jeweils insgesamt 60 – 200 Eier umfassendes Gelege, zunächst in Klümpchen zu mehreren Dutzend, später in immer kleineren Mengen, an Wasserpflanzen, die sie dabei mit den Vorderbeinen umklammernd umschwimmen. Durch Strecken der Hinterbeine veranlasst das Weibchen den Samenerguss des Männchens (BIRKENMEIER 1954). Obwohl in Einzelfällen mehrere Verpaarungen pro Jahr mit Laichabgabe möglich sind (SEIDEL 1988), nimmt jedes Tier in der Regel nur einmal jährlich am Laichgeschehen teil (KAPFBERGER 1984, BIRKENMEIER 1954). Bei günstigen Wassertemperaturen – das Optimum liegt zwischen 18° und 28° C (PAWLOWSKA-INDYKA 1980) – schlüpfen nach etwa fünf bis neun Tagen die Larven, die dann noch drei bis fünf Tage an Pflanzen oder Steinen festsitzen (GRILLITSCH et al. 1983), um sich anschließend vornehmlich im seichten, schnell durchwärmten Uferbereich aufzuhalten (SEIDEL 1988).

Zwei bis drei Monate nach dem Schlupf können die frisch verwandelten Jungen an Land gehen, kehren aber immer wieder zur Nahrungsaufnahme ins Wasser zurück (GRILLITSCH et al. 1983). Die Geschlechtsreife wird mit einer Kopf-Rumpf-Länge von etwa 30 mm meist während des zweiten Lebensjahres erreicht, sodass die erste Beteiligung am Fortpflanzungsgeschehen nach der zweiten Hibernation möglich wird (KAPFBERGER 1984).

In den einzelnen Rufpausen bzw. nach der letzten Rufperiode verlassen die meisten am vorherigen Laichgeschehen beteiligten Unken den Laichplatz (KAPFBERGER 1984, OBERT 1973) und halten sich bis zum Bezug der Winterquartiere an Land in der Umgebung der Gewässer auf. Spätestens Mitte September haben sich alle adulten Tiere zurückgezogen, während die jungen Unken noch bis in den Oktober an den Gewässern verbleiben können (OBERT 1973).

Während viele adulte Gelbbauchunken eine ausgeprägte Standorttreue in den einzelnen Aktivitätsphasen und insbesondere während der Laichperioden (KAPFBERGER 1984), selbst über mehrere Jahre hindurch (SEIDEL 1988, PLYTYCZ & BIGAJ 1984) zeigen, neigen ein Teil der Männchen (SEIDEL 1988) und Jungtiere (PLYTYCZ & BIGAJ 1984, KAPFBERGER 1984) bevorzugt in niederschlagsreichen Jahren (BLAB 1986), zum Vagabundieren. Dabei können im Extremfall Strecken bis zu 1,5 km zurückgelegt werden (SEIDEL 1988), nach BLAB (1986) sogar 4 km. GOLLMANN et al. (2000) trafen mehrere Männchen und Weibchen in der Laichsaison 600 m von den Erstsichtungsgewässern (Wiesentümpel) entfernt an einem Tümpel an. GOLLMANN & GOLLMANN (2000) fanden im Jahr 1999 ein 1996 metamorphosiertes Tier auf einer 1000 m von seinem Geburtsort gelegenen Wiese wieder, die Autoren fanden aber auch Unken, die über Jahre hinweg an ihrem Ursprungsort verblieben bzw. an diesen zurückkehrten. Bei der Gelbbauchunke stellen vermutlich die Jungtiere das wichtigste Ausbreitungsstadium der Art dar (GOLLMANN & GOLLMANN 2000).

Wanderungen zwischen weit voneinander entfernten Gewässern erfolgen oft zielstrebig innerhalb eines relativ kurzen Zeitraums, Voraussetzung hierfür sind gute Ortskenntnis und ausgeprägtes Orientierungsvermögen (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Nahrung: Sowohl an Land wie auch im Wasser wird ausschließlich lebende Nahrung aufgenommen. Diese besteht vorwiegend aus Insekten, Würmern und Schnecken, wobei schmale, 1 – 3,5 mm lange Objekte bevorzugt werden (BIRKENMEIER 1954). Darminhaltsanalysen und Kotproben der Larven weisen auf diverse Algen als Hauptnahrung hin (WOLF 1988, KAPFBERGER 1982).

20.1.4 Autökologie

Nach CABELA (1990a), CABELA & GRILLITSCH (2001), NÖLLERT & GÜNTHER (1996), GOLLMANN & GOLLMANN (2002):

Obwohl während der gesamten Aktivitätsphase Gelbbauchunken an den Laichplätzen anzutreffen sind, teilt sich der Jahreslebensraum der meisten Populationen in drei Bereiche (GLANDT 1986):

- den Laichplatz, an dem sich allerdings höchstens ein Drittel der Population gleichzeitig aufhält (KAPFBERGER 1984, SEIDEL 1988),
- ein in unmittelbarer Nähe des Laichplatzes befindliches terrestrisches (seltener ein aquatisches) Sommerquartier und
- das oft in einiger Entfernung liegende terrestrische Winterquartier.

Laichgebiet, terrestrischer Sommerlebensraum und Winterquartiere können eine starke räumliche Überlappung zeigen (HOSS 1994, HERRMANN 1996) eine klare Abgrenzung ist nicht immer möglich (MIESLER & GOLLMANN 2000). Günstig ist es, wenn Feucht- und Trockenbereiche eng vernetzt sind (NIEKISCH 1990). Die ursprünglich von der Gelbbauchunke genutzten Lebensräume entlang von unregulierten Bächen und Flüssen, im Verlandungsbereich von Biberstauseen sowie im Bereich von Quellmooren, Sümpfen und Feuchtwiesen (MADEJ 1973, BESHKOV & JAMESON 1980, HEIMBUCHER 1996, JAHN et al. 1996, JOGER & SCHMIDT 1996) sind infolge von Eingriffen des Menschen (Bachbegradigungen, Trockenlegung von Feuchtgebieten usw.) selten geworden. Am häufigsten findet man die Art daher heutzutage an Bodenabbaustellen (z.B. Steinbrüchen, Kiesgruben) sowie auf Truppenübungsplätzen (GOLLMANN & GOLLMANN 2002). Durch die Abbautätigkeit und das Befahren mit schweren Maschinen wird dort immer wieder der Boden verdichtet und die Vegetation stellenweise zerstört, sodass immer wieder offene Flächen und neue Kleingewässer entstehen (BARANDUN 1995, FRITZ & SOWIG 1996, SCHLÜPMANN 1996).

Damit eine Gelbbauchunkenpopulation stabil bleibt, müssen immer wieder Gewässer früher Sukzessionsstadien zur Verfügung stehen (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Die euryöke Gelbbauchunke stellt an ihren Laichplatz relativ geringe Ansprüche. Hat sie die Wahl, werden seichte, vegetationsarme, aber gut besonnte Tümpel, wo zumindest eine dünne Schicht Bodenschlamm vorhanden ist (BLAB 1986), oder bis ca. 60 cm tiefe, ufernahe Flachwasserzonen in Weihern und Teichen bevorzugt. Die Eiablage kann auch in ephemeren, vegetationslosen (KAPFBERGER 1984, ROGNER 1983) oder dicht verwachsenen Gewässern erfolgen, ebenso werden in Abwesenheit besserer Möglichkeiten auch stark verschmutzte oder tiefere Gewässer angenommen (FELDMANN & SELL 1981). Die spezielle Fortpflanzungsstrategie (mehrere, über Monate verteilte Laichperioden) ermöglicht es der Population, ein Austrocknen des Laichplatzes und den so bedingten Verlust mehrerer Larvengenerationen zu verkraften (CABELA 1990a). Die sich schnell erwärmenden seichten, vegetationslosen Tümpel bedingen eine schnellere Entwicklung der Eier und Larven (GOLLMANN & GOLLMANN 2002), außerdem finden sich in temporären Gewässern keine Fische (KAPFBERGER 1984, NIEKISCH 1990, BARANDUN 1995, MÖLLER 1996, ABBÜHL 1997). Zu den ursprünglichen Laichgewässern der Gelbbauchunke gehören beispielsweise schwach oder nur zeitweise durchflossene Bachkolke und Überschwemmungstümpel (BESHKOV & JAMESON 1980, JOLY 1992, JOGER & SCHMIDT 1996). Auf Feuchtwiesen können geeignete Tümpel durch die Suhltätigkeit von Wildschweinen entstehen (GOLLMANN et al. 1999), auf lehmigen Hängen trägt das Weidevieh zur Bildung von Kleingewässern in Quellbereichen bei (ZUIDERWIJK 1980). In vom Menschen beeinflussten Landschaften dienen oft Radspuren als Laichgewässer (SY & GROSSE 1998). In Bodenabbaugeländen und entlang von Forststraßen findet man Gelbbauchunken in allen Entwicklungsstadien in tiefen, durch Regen- oder Hangdruckwasser

gefüllten Fahrillen (GOLLMANN & GOLLMANN 2002). Auch andere Gewässer anthropogenen Ursprungs wie Bombentrichter, Gräben, Viehtränken und Entwässerungskanäle werden von den Unken zum Ablachen angenommen (HEUSSER 1956, PICKETT 1988, SY & GROSSE 1998).

Nach BLAB (1986) zeichnet sich im Laichplatzschema der Gelbbauchunke folgende Rangfolge der Laichplatzparameter ab: 1. Offenes Wasser; 2. Besonnung; 3. Hohe Dichte an eng benachbarten Kleingewässern; 4. Geringe Gewässergröße (unter Populationsdruck und in isolierter Lage auch in gekammerten Uferzonen von Großgewässern und in träge fließenden Bächen); 5. Vertikale Strukturen; 6. Geringe Wassertiefe.

Dabei müssen die Kriterien 1 und 2 in jedem Fall, die Kriterien 3 und 4 wenigstens in den Zentren der Siedlungsinseln realisiert sein.

In einer Untersuchung von GOLLMANN et al. (1999) verlagerte sich die Laichaktivität in einer Feuchtwiese von wärmeren, seichten und kaum durchströmten Tümpeln im Frühjahr zunehmend in die kühlen Abschnitte eines Gerinnes nahe dem Quellaustritt im Hochsommer.

An beschatteten Waldbächen oder Quelltümpeln halten sich im Sommer die an den Fortpflanzungsaktivitäten nicht beteiligten Tiere auf (SEIDEL 1988, ROGNER 1983, LÖRCHER 1969, MADEJ 1973), auch kühlere und schwach durchströmte Gewässer werden bewohnt (JAHN et al. 1996). Fließgewässer werden auch als Migrationskorridore genutzt (LAC 1961). Wichtig für die Eignung eines Tümpels als Aufenthaltsgewässer sind Versteckmöglichkeiten im Gewässer oder in seiner unmittelbaren Umgebung, wie Uferauhöhlungen, Totholz, Steine oder dichte bodendeckende Vegetation (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Das Umland dieser aquatischen Lebensräume, das Sommerquartier der Gelbbauchunke, weist im Optimum ein gut gekammertes Mosaik von lückiger Ruderalvegetation, unbewachsenem Rohboden mit darin eingestreuten Sträuchern und niederen Bäumen auf, oft in Waldrandlage (FELDMANN & SELL 1981, GOLLMANN 1981). Besonders außerhalb der Fortpflanzungsperiode halten sich Gelbbauchunken bei hoher Luft- und Bodenfeuchtigkeit an Land, mitunter in einigen hundert Metern Entfernung vom nächsten Laichgewässer, auf Wiesen, Weiden und Feldern, in Röhrichtern oder im Wald (MADEJ 1964, 1973, NIEKISCH 1990, SY & GROSSE 1998) auf. Hitze- und Trockenperioden werden u.a. im Wald, unter Steinen oder Brettern, im Geröll von Flüssen oder in Erdspalten überdauert (BARANDUN 1995, 1996). Solche Verstecke werden auch während der Fortpflanzungszeit tagsüber aufgesucht (NIEKISCH 1990).

Der Winter wird meist unter morschen Baumstümpfen, im Waldboden (LÖRCHER 1969) oder auch im lockeren Substrat in unmittelbarer Nähe des Laichplatzes (SEIDEL 1988) eingegraben verbracht.

20.1.5 Populationsökologie

Durch die Konzepte der r- und K-Selektion lassen sich die Lebenslaufstrategien der Gelbbauchunken nicht hinreichend beschreiben und erklären (STEARNS 1992). Ein Vergleich der vorliegenden Untersuchungsergebnisse legt nahe, dass sich verschiedene Populationen der Gelbbauchunke tiefgreifend in ihrer Struktur und Dynamik unterscheiden. Der für diese Variation bedeutendste Faktor dürfte das Mortalitätsrisiko in den verschiedenen Lebensräumen sein (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Altersaufbau und Geschlechterverhältnis: SEIDEL (1992) fand in einem Steinbruch zahlreiche, bereits vorher registrierte Unken, die mindestens neun oder zehn Jahre alt waren, für zwei Unken wurde ein Mindestalter von 13 bzw. 15 Jahren ermittelt (SEIDEL 1993). GOLLMANN (1996b) fing im Wienerwald zwei als Adulte markierte Unken nach 11 bzw. 14 Jahren wieder. Der Rekord bei Terrarienhaltung liegt bei 29 Jahren, das Erreichen eines Alters von bis zu 30 Jahren im Freiland ist möglich (PLYTYCZ et al. 1996).

Der Anteil verschiedener Altersklassen an einer Gelbbauchunkenpopulation hängt vom Reproduktionserfolg in den vorangegangenen Jahren, von Zu- und Abwanderung und von der Überlebensrate der Unken verschiedenen Alters ab. Die Altersstruktur kann daher je nach Umweltgegebenheiten sehr unterschiedlich sein (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

In stark anthropogen beeinflussten Habitaten bestehen die Unkenpopulationen oft überwiegend aus Jungtieren bzw. Metamorphlingen (HOSS 1994, NIEKISCH 1990, HABEL 1995). KAPFBERGER (1982) schloss aufgrund des hohen Anteils an einjährigen und kleinen adulten Unken in Tongruben bei Nürnberg auf eine nur kurze Lebensspanne der Individuen.

In Populationen, deren Lebensräume nicht so intensiv genutzt werden, liegt oft eine andere Alterszusammensetzung vor. In einem aufgelassenen Steinbruch in Niederösterreich waren rund 78% der Population mindestens 9-10 Jahre alt (SEIDEL 1992), SY & GROSSE (1998) fanden auf einem ehemaligen Militärgelände in Thüringen nur 5% bzw. 9% juvenile oder subadulte Tiere. Der aus diesen Untersuchungen abzuleitende geringe Reproduktionserfolg dürfte vor allem auf die sukzessionsbedingte Verschlechterung der Laichgewässer zurückzuführen sein, die nach ihrer Nutzungsaufgabe allmählich verlandeten (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

GOLLMANN & GOLLMANN (2002) stellten im Jahr 2000 auf einer regelmäßig aufgesuchten Feuchtwiese des Wienerwalds fest, dass etwa 30% der Gelbbauchunken mindestens sieben Jahre alt und die jüngeren Jahrgänge annähernd gleich stark vertreten waren. Daraus kann man auf regelmäßigen Fortpflanzungserfolg und gleichmäßig hohe Überlebensraten schließen (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Ein hoher Anteil an Juvenilen an einem Fundort lässt nicht unbedingt auf hohen Fortpflanzungserfolg schließen, da in geeignete Sommerlebensräume oft zahlreiche Jungtiere aus der Umgebung einwandern (GOLLMANN et al. 2000).

Das Verhältnis zwischen Männchen und Weibchen dürfte in den meisten Gelbbauchunkenpopulationen ausgewogen sein (GOLLMANN & GOLLMANN 2000, KAPFBERGER 1984, SEIDEL 1988, NIEKISCH 1990). Oft werden, gerade bei kurzfristigen Studien, mehr Männchen gezählt als Weibchen (GOLLMANN & GOLLMANN 2000, ABBÜHL 1997), dies lässt sich aber mit der leichteren Auffindbarkeit der Männchen an Gewässern erklären (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Populationsdynamik:

Überlebensrate und Mortalität: In der Zeit bis zur Metamorphose sind die höchsten Ausfälle zu verzeichnen. Gelegentlich kann ein Verpilzen der Eier beobachtet werden (KAPFBERGER 1982), auch wenn dies im Freiland selten zu beobachten ist (GOLLMANN & GOLLMANN 2002). Unkenlaich kann von einer Reihe von Amphibienarten wie Berg- und Teichmolchen (BARANDUN 1995, BARANDUN & REYER 1997b), Fischen wie dem Stichling (NIEKISCH 1990) und Wirbellosen wie Rückenschwimmern (KAPFBERGER 1982) gefressen werden. Starker Eintrag von Sediment, extreme Wassertemperaturen oder frühzeitiges Austrocknen des Gewässers können zum Absterben des Geleges führen (GOLLMANN & GOLLMANN 2002). In Forchtenstein (Burgenland, Bezirk Mattersburg) wurden 2002 und 2003 in flachen Tümpeln große Mengen abgelegten Laichs vorgefunden, die Gewässer vertrockneten allerdings, bevor sich überhaupt Kaulquappen entwickelt hatten (eigene Beob.).

Eine höhere Mortalitätsrate liegt bei den Kaulquappen vor, Unkenlarven werden von Molchen (HEUSSER 1971b, KAPFBERGER 1982), Ringelnattern, Fischen (NIEKISCH 1990) und vielen Wasserinsektenarten bzw. deren Larven gefressen (KAPFBERGER 1982, SEIDEL 1988, NIEKISCH 1990). Durch eingesetzte Fische wie Stichlinge und Massenaufreten wasserbewohnender Insekten wie Rückenschwimmer können Unkenkaulquappen in einem Gewässer vollständig ausgerottet werden (NIEKISCH 1990). Eine hohe Dichte von Prädatoren wird auch von GOLLMANN & GOLLMANN (2002) als Ursache dafür angeführt, dass keine Unkenlarven zur Metamorphose gelangen oder Metamorphlinge Verletzungen aufweisen.

Da sich die Gelbbauchunkenkaulquappen bevorzugt in den wärmeren, seichten Gewässerabschnitten aufhalten, besteht die Gefahr, dass sie bei sinkendem Wasserstand vom tieferen Teil des Gewässers abgeschnitten werden (SEIDEL 1988). In niederschlagsarmen Jahren trocknen viele Laichgewässer vor Abschluss der Metamorphose aus. Auf einem Truppenübungsplatz bei Zürich entwickelten sich in zwei Untersuchungs Jahren nur 7% bzw. 13% des Laiches bis zur Metamorphose, 79% bzw. 37% der Mortalität war auf das Trockenfallen von Tümpeln zurückzuführen (BARANDUN 1996). In einem aufgelassenen Steinbruch in Niederösterreich vertrockneten in manchen Jahren 100% der Kaulquappen (SEIDEL 1988). MIESLER & GOLLMANN (2000) registrierten im Jahr 1998 nur in einem von sechs Laichgewässern auf einer Feuchtwiese Metamorphlinge, andere Tümpel waren (mit einer Ausnahme) frühzeitig trocken gefallen. Der Bestand der Tümpel ist also der wichtigste Faktor für den Fortpflanzungserfolg, gelegentliche Regenfälle im Sommer sind für die Kaulquappen in temporären Gewässern lebenswichtig (GOLLMANN & GOLLMANN 2002). Bei den in manchen Gebieten hauptsächlich als Laichgewässer genutzten Radspuren kommt als weiterer Mortalitätsfaktor der Verkehr hinzu, obwohl auch in stärker befahrenen Wagenspuren zahlreiche Unken zur Metamorphose gelangen (GOLLMANN & GOLLMANN 2002). In Suhlentümpeln beobachteten GOLLMANN & GOLLMANN (2002) immer wieder, dass in frisch von Wildschweinen versuhlten Gewässern nur noch wenige oder gar keine Kaulquappen mehr vorhanden waren. Kühle Sommer und frühe Herbststeinbrüche können bei Kaulquappen aus späten Gelegen eine erfolgreiche Metamorphose vor Wintereinbruch verhindern. Die Überlebenschance solcher Larven ist, aufgrund des möglichen Durchfrierens flacher Gewässer bis auf den Grund, äußerst gering (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Nach der Metamorphose ist die Zeit bis nach der ersten Überwinterung die kritischste Phase für das Überleben einer Unke, in der Prädation, Zustand des Tieres vor der Überwinterung sowie die Wahl eines geeigneten Winterquartiers die Überlebensraten bestimmen. Meist ist nur noch ein kleiner Teil der Jungtiere nach der ersten Überwinterung in der Nähe des Geburtsorts anzutreffen. ABBÜHL (1997) konnte nach dem ersten Winter nur mehr fünf Prozent der juvenilen Unken wiederfangen, nach der zweiten Hibernation war es nur ein Prozent. GOLLMANN & GOLLMANN (2002) fanden von den in den Jahren 1996-2000 im Lainzer Tiergarten registrierten Metamorphlingen zwischen 5,5% und 42,9% nach einer oder mehreren Überwinterungen wieder.

SEIDEL (1993) ermittelte für adulte Unken in einem aufgelassenen Steinbruch eine Mindestüberlebensrate von 75,8% pro Jahr, SY & GROSSE (1998) geben die mittlere Überlebensrate für erwachsene Männchen und Weibchen auf einem ehemaligen Militärgelände mit knapp 80% an. KAPFBERGER (1984) schloss aus ihren Ergebnissen aus einer Tongrube bei Nürnberg auf eine geringe mittlere Lebenserwartung des Individuums und eine rasche Rotation der Gesamtpopulation. BARANDUN et al. (1997) erhoben Werte von nur 58% für Weibchen und 63% für Männchen. Im Wienerwald berechneten GOLLMANN & GOLLMANN (2000) die Mindestüberlebensrate von 1996 auf 1997 mit 78% für die Männchen und 81% für die Weibchen.

Fortpflanzungspotenzial: FUHN (1970) schätzte, dass sich aus weniger als 4% der Eier geschlechtsreife Gelbbauchunken entwickelten. Der Fortpflanzungserfolg und die Rekrutierung von Unken in die Population variieren je nach Untersuchungsgebiet und Jahr (Austrocknung, Fressfeinde, Zahl der Eier). BUSCHMANN (2002) wies in Freilandterrarien nach, dass die Zahl der Gelege und damit die Zahl der in einem Jahr gelegten Eier positiv mit dem Verhältnis Masse/Körperlänge korreliert waren.

Populationsgliederung, Metapopulationen: Aufgrund ihrer Fortpflanzungsbiologie eignet sich die Gelbbauchunke hervorragend für Metapopulationsstudien. Der Bestand der Unken in einem Gebiet hängt entscheidend von der Entstehung und Besiedlung neuer Laichplätze ab, da charakteristische Laichgewässer, Tümpel früher Sukzessionsstadien, meist binnen weniger Jahre verlanden. Bei Amphibien finden sich Quellenpopulationen („sources“) oft in den jüngsten Gewässern, während die Entwicklung von Fressfeinden und Konkurrenten in länger beste-

henden Lebensräumen den Fortpflanzungserfolg zunehmend beeinträchtigt (GILL 1978, STUMPEL & VAN DER VOET 1998).

Populationsgrößen und-dichten: In einem ungefähr 10 ha großen Bereich auf einem Schweizer Truppenübungsplatz wurde der Bestand auf etwa 500 adulte Gelbbauchunken geschätzt; die Erhebungen konzentrierten sich aber auf den am dichtesten besiedelten Teil eines Geländes von insgesamt 1,3 km² (BARANDUN et al. 1997). Auf einem zirka 780 ha großen Gebiet in Thüringen sank die geschätzte Populationsgröße – nach Aufgabe der militärischen Nutzung von 180 ha im Jahr 1991 – von 2325 Tieren (1988) auf rund 700 Tiere (1996) (MÖLLER 1996, SY & GROSSE 1998). SEIDEL (1988) registrierte in einem aufgelassenen Steinbruch in Niederösterreich in drei Jahren 1143 Gelbbauchunken; die geschätzte Populationsgröße betrug 1245 Tiere. Entlang einer 1 km langen Bachstrecke in Bulgarien ermittelten BESHKOV & JAMESON (1980) einen Bestand von zirka 480 adulten Gelbbauchunken. Während der Paarungsaktivität kann es zu sehr hohen Dichten adulter Unken in den Gewässern kommen (LÖRCHER 1969). SZCZERBAK & SZCZERBAN (1980) geben bis zu 15 Unken pro m² an. Auch GOLLMANN & GOLLMANN (2002) konnten in einzelnen kleinen Tümpeln im Wienerwald ähnliche Konzentrationen feststellen, ihnen erscheint es jedoch nicht sinnvoll, auf sehr kleine Flächen bezogene Werte zur Populationsdichte anzugeben.

Aus bei Kartierungen gemeldeten Individuenzahlen auf Populationsdichten in den Untersuchungsflächen hochzurechnen, kann nach GOLLMANN & GOLLMANN (2002) problematisch werden, da einerseits die Zahl der Tiere unterschätzt wird und andererseits bei Kartierungen größere Gebiete nur selten gleichmäßig gut erfasst werden.

20.1.6 Verbreitung und Bestand (nach CABELA & GRILLITSCH 2001)

Gesamtverbreitung: In vier Unterarten von Mittelfrankreich bis in die westlichste Ukraine und von Norddeutschland bis in den Süden der Apenninen- und Balkanhalbinsel, mit Verbreitungslücken in Norditalien und im Karpatenbecken, und einer räumlichen Trennung der zentral-mitteuropäischen und der Karpatenpopulation.

Österreich: Vorkommen in allen Bundesländern.

Vorkommen in den Großlandschaften: Verbreitet im Nördlichen Alpenvorland, in den Nördlichen Voralpen, in den inneralpinen Tallandschaften, im Bodensee-Rheinbecken, in den südöstlichen Hügelländern und im Kärntner Becken. Regional im nördlichen Granithochland und in den Alpen. Lokal in den südlichen Randalpen. Fehlend in den östlichen Flach- und Beckenlagen.

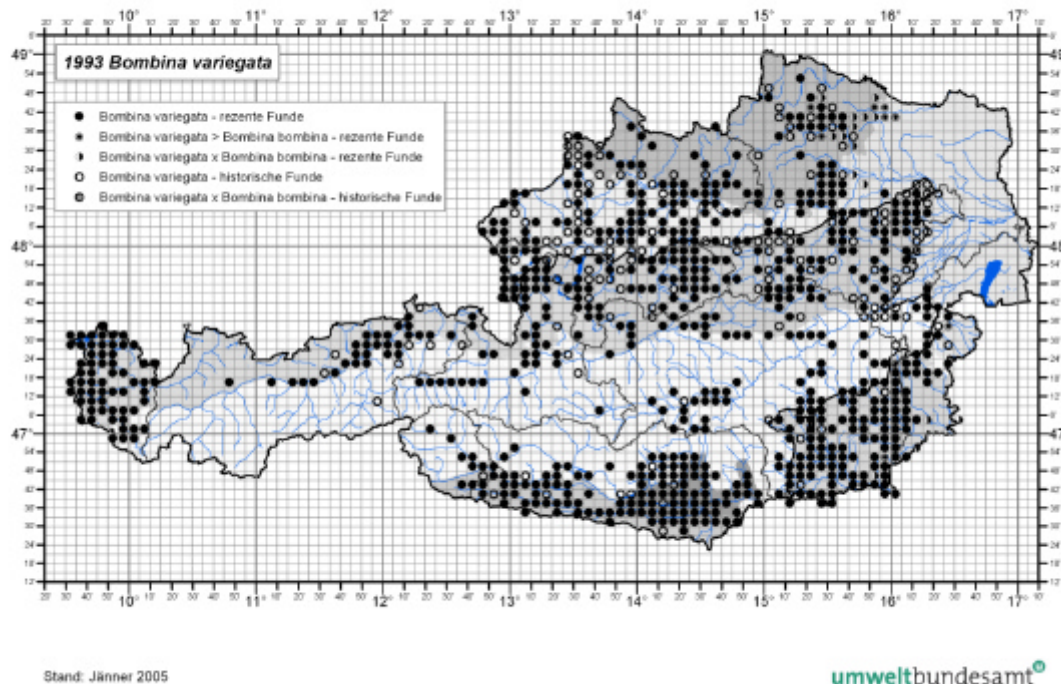
Horizontale Verbreitung: Kerngebiete: nördliches Alpenvorland, nördliche Voralpen, nördliches Granithochland, Bodensee-Rheinbecken, südöstliche Hügelländer, Kärntner Becken.

Verbreitungsgrenzen: bestehen inneralpin aufgrund der Höhenlage. In den Tieflagen des Nördlichen Alpenvorlandes und entlang der Abfälle der Hügel- und Bergländer zu den Tief- und Beckenlagen des Ostens grenzt das Areal an das Vorkommensgebiet der Rotbauchunke, sodass sich in diesen Bereichen unscharfe Arealgrenzen in Form unterschiedlich ausgedehnter Hybridisierungszonen befinden (MAYER 2001).

Vertikale Verbreitung: Die überwiegende Mehrzahl der Meldungen liegt aus dem Höhenbereich zwischen 200m und 800m vor. Die Art fehlt in den östlichen Tief- und Beckenlagen und im Hochgebirge. Am Ostrand des Verbreitungsgebietes und im Donautal besteht mit *Bombina bombina* eine Hybridisierungszone, deren Breite stark von der jeweiligen Geländeneigung geprägt ist. Die Gelbbauchunke ist in Österreich typischerweise ein Bewohner der submontanen und tiefmontanen Höhenstufe.

Rasterfrequenzen: In der Herpetofaunistischen Datenbank Österreichs (HFDÖ) liegen für die Gelbbauchunke (incl. Hybridunken) insgesamt 2699 Fundmeldungen aus 2077 Fundorten vor. 419 Fundmeldungen aus 343 Fundorten fallen auf den Zeitraum vor 1979, 2280 Fundmeldungen

gen aus 1788 Fundorten auf den Zeitraum 1980 – 1996. Insgesamt sind dadurch 766 3 x 5 Minuten – bzw. 1592 1 x 1 Minuten – Rasterfelder belegt.



20.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung:

IUCN Red List: -

Rote Liste Österreich: 3 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)

Rote Liste Wien: 2 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)

Rote Liste Niederösterreich: 3 (CABELA et al. 1997)

Rote Liste Kärnten: 3 (GUTLEB et al. 1999)

Rote Liste Burgenland, Steiermark, Oberösterreich, Salzburg, Tirol, Vorarlberg: 3 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)

Schutzstatus:

FFH-Richtlinie: Anhang II und Anhang IV

Berner Konvention: Anhang II

Naturschutzgesetze aller Bundesländer: (voll) geschützt (RIENESL 2001)

Gefährdungsursachen: Vor allem die veränderte Landnutzung, die vielerorts zum Verschwinden der Laich- und Aufenthaltsgewässer führte, ist für den Rückgang der Gelbbauchunken verantwortlich. Kleine Bäche und Gräben werden oft durch Rohre abgeleitet, um die maschinelle Bearbeitung des Grünlands zu erleichtern. Durch Fluss- und Bachregulierungen wurden die Ufer verbaut, die Überschwemmungsflächen verschwanden. Aufforstungen von Wiesen

und Müllablagerungen führen zu einer weiteren Reduktion geeigneter Flächen (PODLOUCKY 1996a). Durch Befestigung, Aufschotterung und Verbreiterung von Forststraßen werden vorhandene Laichgewässer zerstört und die Entstehung neuer Tümpel verhindert. Die wenigen geeigneten Habitate sind oft durch Siedlungszonen und intensiv landwirtschaftlich genutzte Gebiete voneinander isoliert (VERBOOM & LAAN 1988), sodass der Genaustausch zwischen den Populationen behindert wird und die Neubesiedlung eines Gebietes, in dem die Unken ausgestorben sind, nicht möglich ist (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Fischbesatz in potentiellen Laichgewässern stellt eine schwerwiegende Beeinträchtigung dar. GOLLMANN (1996a) beobachtete öfters im niederösterreichischen Waldviertel, dass Gewässer in stillgelegten Steinbrüchen mit Fischen besetzt und somit als Unkenhabitate unbrauchbar wurden. In einem Teich im Wienerwald fand sich nach dem Einsetzen eines Karpfens nur mehr eine Unke, keinerlei Laich und keine Kaulquappen, obwohl zuvor zahlreiche Gelbbauchunken im Amplexus sowie mehrere Unkengelege im seichten Uferbereich gefunden wurden (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Weiters können Belastungen der Gewässer durch Schadstoffeintrag, Überdüngung und Biozide, eventuell auch Vergiftung durch insektizidbelastete Futtertiere, Klimaänderungen (regionale Verringerung von Niederschlägen), Fang für Terrarienhaltung und der Tourismus in Feuchtgebieten zum Rückgang der Gelbbauchunken beitragen (HONEGGER 1981).

Artenschutzmaßnahmen: Um den Ursachen für den Populationsrückgang entgegenzuwirken, sind die Erhaltung der Lebensräume, und dabei besonders die Bewahrung und Förderung der Dynamik in der Entwicklung von Kleingewässern, die vordringlichen Aufgaben beim Schutz der Gelbbauchunke (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Pflege- und Managementmaßnahmen: Viele Populationen der Gelbbauchunke, besonders die Vorkommen in den Teilen Mitteleuropas, in denen die Art besonders stark gefährdet ist, leben in Materialentnahmestellen wie Kies- und Tongruben oder Steinbrüchen. Abgrabungen und gleichzeitige Bodenverdichtung durch Fahrzeuge lassen hier immer wieder Klein- und Kleinstgewässer entstehen, die den Unken als Laich- und Aufenthaltsgewässer dienen. Sowohl die Intensivierung des Abbaus als auch die Nutzungsaufgabe können solche Habitate gefährden. Bei genutzten Abbaugeländen sollte der Abbau räumlich und zeitlich so organisiert werden, dass eine Gefährdung der Population ausgeschlossen wird (NIEKISCH 1995). In extremen Fällen kann Unkenlarven durch das Auffüllen von austrocknenden Tümpeln noch eine erfolgreiche Metamorphose ermöglicht werden. Die Erhaltung eines hohen Grundwasserstandes ist anzustreben (NÖLLERT & GÜNTHER 1996).

Für das Habitatmanagement ist besonders die Nachnutzung stillgelegter Bodenabbaustellen von großer Bedeutung, für die rechtzeitig Vorsorge getroffen werden sollte. Ein Verfüllen einer Grube als Müllablageplatz sollte auf jeden Fall verhindert werden. Regelmäßige Biotoppflegermaßnahmen wie Ausdünnen der Büsche, Ausräumen der Gewässer, Abdichtung der Gewässerböden (notfalls auch mit Beton oder Folien), Reduktion der Vegetation im Randbereich sowie das Anlegen neuer Tümpel können geeignete Laichgewässer zur Verfügung stellen (VERBOOM & LAAN 1988, ABBÜHL & DURRER 1993, STEIGENBERGER & FROMHAGE 1996). Ein derartiges Pflegekonzept sicherte bei Herzogenmatt in der Schweiz ein konstantes Angebot an Laich- und Aufenthaltsgewässern verschiedener Sukzessionsstadien. Durch die resultierende, regelmäßige Fortpflanzung kam es in weiterer Folge zu einer besseren Altersdurchmischung der Population (ABBÜHL 1997). Da für die Reproduktion der Unken besonders junge, vegetationsarme Tümpel geeignet sind, empfiehlt es sich, in Abständen von etwa drei Jahren neue Gewässer anzulegen, ohne dabei alle älteren Gewässer zu zerstören (WAGNER 1996). Der Landlebensraum muss ausreichend Wärme, Feuchtigkeit und Versteckmöglichkeiten bieten. Wälder oder größere Gehölzgruppen sind hierbei von großer Bedeutung (NIEKISCH 1995). Totholz, in Form von Reisighaufen oder liegenden Stämmen in unmittelbarer

Gewässernähe, bietet in offenem Gelände hervorragende Deckungsmöglichkeiten (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Durch Vernetzung von Lebensräumen sollte ein Biotopverbund hergestellt werden (PODLOUCKY 1996b). In der näheren Umgebung bestehender Vorkommen entstandene Gewässer werden oft rasch von adulten Unken besiedelt (HERRMANN 1996, GOLLMANN & GOLLMANN 2002). Auch kleine, kurzlebige Wasserstellen können so als wichtige Trittsteine im Biotopverbund dienen.

In Waldgebieten entstehen viele Kleingewässer unbeabsichtigt infolge der wirtschaftlichen Tätigkeit des Menschen. Für die Erhaltung und Vermehrung von Habitatalementen wie wassergefüllten Radspurrinnen ist es wichtig, bei den in der Forstwirtschaft Tätigen ein Bewusstsein für die große Bedeutung solcher Kleingewässer zu schaffen. Da infolge natürlicher Sukzession oder Aufforstung viele Tümpel auf geschlägerten Flächen rasch wieder verschwinden (GOLLMANN 1996b), muss in diesen Lebensräumen der Metapopulationsaspekt in Schutz – und Managementkonzepten im Vordergrund stehen.

20.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien für die Bewertung der Verantwortlichkeit von STEINICKE et al. (2002) kommt den Österreichischen Beständen aufgrund des relativ kleinen Arealanteils keine besondere Verantwortlichkeit zu.

Eine besondere Bedeutung ist jedoch den Hybridpopulationen von Gelb- und Rotbauchunke beizumessen.

20.1.9 Kartierung

Der Nachweis der Art bereitet in manchen Gebieten große Schwierigkeiten. Besonders in trockenen Jahren muß darauf Rücksicht genommen werden. Eine quantitative Erhebung bzw. die Abschätzung der Populationsgröße läßt sich in vielen Lebensräumen nur mit großem Aufwand ermitteln.

Potentielle Lebensräume müssen mehrmals im Zeitraum Mai bis August begangen werden. Es werden die Maximalzahlen der vorgefundenen Individuen gezählt. Es gilt jedoch zu bedenken, dass an den Gewässern oft die Männchen dominieren, da sie dort länger verweilen. Von erhobenen Individuenzahlen auf Populationsdichten in den Untersuchungsflächen hochzurechnen, kann nach GOLLMANN & GOLLMANN (2002) problematisch werden, da einerseits die Zahl der Tiere unterschätzt wird und andererseits bei Kartierungen größere Gebiete nur selten gleichmäßig gut erfasst werden.

Eine Abschätzung des Fortpflanzungserfolges kann durch Absuchen der Laichgewässer im Juli/August erfolgen. Metamorphlinge bleiben noch längere Zeit am Gewässer und können dort auch noch im September erhoben werden.

20.1.10 Wissenslücken

Grundlagenforschung zu Hybriden hinsichtlich sogenannter „Evolutionary Significant Units“ (ESU), also Populationen oder Gemeinschaften von Populationen, die bestimmte, einzigartige Einheiten jenseits von taxonomischen Hierarchien darstellen. Sie sind in der Regel von den restlichen Populationen der jeweiligen Art etwas isoliert und weisen daher spezifische Anpassungen an ihren Lebensraum auf.

Verbreitung: Mehrere Regionen, v.a. die höher gelegenen, sind nicht oder schlecht bearbeitet.

Mit einzelnen Ausnahmen fehlen bundesweit Angaben zu Populationsgrößen.

Mangelnde Kenntnis über die Vernetzung bzw. den Isolationsgrad der jeweiligen (Teil)Populationen.

20.1.11 Literatur und Quellen

- ABBÜHL, R. (1997): Zur Ökologie der Gelbbauchunke (*Bombina variegata* L.). Populationsdynamik, Habitats- und Verhaltensstudien als Grundlagen zum Schutz. Dissertation Universität Basel.
- ABBÜHL, R. & DURRER, H. (1993): Zum Bestand der Gelbbauchunke [*Bombina variegata* (L.)] in der Region Basel. Verhandlungen der naturforschenden Gesellschaft Basel: 73-80.
- BARANDUN, J. (1990): Reproduction of yellow-bellied toads (*Bombina variegata*) in a manmade habitat. *Amphibia-Reptilia* 11: 277–284.
- BARANDUN, J. (1995): Reproductive ecology of *Bombina variegata* (Amphibia). Dissertation Universität Zürich.
- BARANDUN, J. (1996): Vermehrung von Gelbbauchunken: Erkenntnisse und ihre Anwendung im Artenschutz. *Naturschutzreport* 11: 56-60.
- BARANDUN, J. & REYER, H.-U. (1997b): Reproductive ecology of *Bombina variegata*: development of eggs and larvae. *Journal of Herpetology* 31: 107-110.
- BARANDUN, J., REYER, H.-U. & ANHOLT, B. (1997): Reproductive ecology of *Bombina variegata*: aspects of life history. *Amphibia-Reptilia* 18: 347-355.
- BESHKOV, V. A. & JAMESON, D. L. (1980): Movement and abundance of the yellow-bellied toad *Bombina variegata*. *Herpetologica* 36: 365-370.
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien; Schriftenreihe für Landschaftspflege u. Naturschutz (3. Aufl.), Bonn Bad Godesberg, (Kilda); Heft 18, 150 S.
- BUSCHMANN, H. (2002): Fecundity of yellow-bellied toads *Bombina variegata* under free-range conditions: an indication of risk-spreading strategy. *Amphibia-Reptilia* 23: (im Druck).
- FELDMANN, R. & SELL, M. (1981): Gelbbauchunke – *Bombina variegata* (LINNAEUS, 1758). In: FELDMANN, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. Abhandlungen des Landesmuseums für Naturkunde Münster 43: 71-74.
- FRITZ, K. & SOWIG, P. (1996): Verbreitung, Habitatpräferenzen und Bestandssituation der Gelbbauchunke (*Bombina v. variegata*) in Baden-Württemberg. *Naturschutzreport* 11: 171-176.
- FUHN, I. (1970): Asupra structurii si dinamicii unor populatii de *Bombina variegata variegata* (L. 1758) (Amphibia, Discoglossidae). *Comm. Zool. Soc. Sti. Biol. RSR* 9: 251-266.
- GILL, D. E. (1978): The metapopulation ecology of the red-spotted newt, *Notophthalmus viridescens* (RAFINESQUE). *Ecological Monographs* 48: 145-166.
- GLANDT, D. (1986): Die saisonalen Wanderungen der mitteleuropäischen Amphibien. *Bonner zool. Beitr.*, Bonn; 37(3): 211-228.
- HABEL, A. (1995): Ökologische Untersuchungen an Gelbbauchunken-Populationen im Bergischen Land nach Biotop-Pflegemaßnahmen. Diplomarbeit Universität Bonn, unveröff.
- HEIMBUCHER, D. (1996): Verbreitung, Situation und Schutz der Gelbbauchunke (*Bombina v. variegata*) in Bayern. *Naturschutzreport* 11: 165-171.
- HERRMANN, D. (1996): Aktionsraum und Biotopverbund in südniedersächsischen Gelbbauchunken-Populationen. *Naturschutzreport* 11: 63-68.
- HEUSSER, H. (1956): Biotopansprüche und Verhalten gegenüber natürlichen und künstlichen Umweltveränderungen bei einheimischen Amphibien. *Beobachtungen am mittleren Zimmerberg. Vierteljahresschrift der naturforschenden Gesellschaft Zürich* 101: 189-210.
- HEUSSER, H. (1961): Die Bedeutung der äußeren Situation im Verhalten einiger Amphibienarten. *Rev. Suisse Zool.*; 68(1): 1–39.
- HEUSSER, H. (1971b): Differenzierendes Kaulquappen-Fressen durch Molche. *Experientia* 27: 475-476.

- HONEGGER, R. E. (1981): Threatened Amphibians and Reptiles in Europe. Wiesbaden (Akademische Verlagsgesellschaft).
- HOSS, U. (1994): Dynamik und Raum-Zeit-System einer Gelbbauchunken-Population. *Elaphe* N. F. 2: 11-12.
- JAHN, K., KNITTER, H. & RAHMEL, U. (1996): Erste Ergebnisse einer Studie an der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) in einem natürlichen Habitat im französischen Zentralmassiv. *Naturschutzreport* 11: 32-46.
- JOGER, U. & SCHMIDT, D. (1996): Verbreitung, Bestandsentwicklung und Schutz der Gelbbauchunke (*Bombina v. variegata*) in Hessen. *Naturschutzreport* 11: 106-113.
- JOLY, P. (1992): The amphibian fauna of the French Upper-Rhone floodplain. The Lavours marsh and the Jons sector. *Alytes* 10: 117-129.
- KAPFBERGER, D. (1982): Untersuchungen zur Ökologie der Gelbbauchunke, *Bombina variegata variegata* L. 1758 (Amphibia, Anura). Dipl.arb. Univ. Erlangen-Nürnberg.
- KAPFBERGER, D. (1984): Untersuchungen zu Populationsaufbau, Wachstum und Ortsbeziehungen der Gelbbauchunke, *Bombina variegata variegata* (LINNAEUS 1758). *Zool. Anz., Jena*; 212 (1/2): 105–116.
- LÁC, J. (1961): Rozsírnenie kuncov (*Bombina bombina* L. a *Bombina variegata* L.) na Slovensku a k problematike ich vzájomného krízenia. *Biologické práce* 7: 5-32.
- LÖRCHER, K. (1969): Vergleichende bio-akustische Untersuchungen an der Rot- und Gelbbauchunke *Bombina bombina* (L.) und *Bombina v. variegata* (L.). *Oecologia*, Berlin; 3: 84–124.
- MADEJ, Z. (1964): Studies on the fire-bellied toad (*Bombina bombina* (LINNAEUS, 1761)) and yellow-bellied toad (*Bombina variegata* (LINNAEUS, 1758)) of upper Silesia and Moravian gate. *Acta Zoologica Cracoviensia* 9: 291-334.
- MADEJ, Z. (1973): Ekologia europejskich kumakow (*Bombina* OKEN, 1816) Ecology of European Bellied Toads (*Bombina* OKEN, 1816). *Przegląd Zool.*; 17(2): 200–204.
- MÖLLER, S. (1996): Dispersions- und Abundanzdynamik einer Population der Gelbbauchunke (*Bombina v. variegata*) im nordwestlichen Thüringen. *Naturschutzreport* 11: 46-56.
- NIEKISCH, M. (1990): Untersuchungen zur Besiedlungsstrategie der Gelbbauchunke *Bombina variegata variegata* (LINNAEUS 1758) (Anura, Amphibia). Diss. Univ. Bonn.
- NIEKISCH, M. (1995): Die Gelbbauchunke: Biologie, Gefährdung, Schutz. Weikersheim (Margraf Verlag).
- NÖLLERT, A. & GÜNTHER, R. (1996): Gelbbauchunke – *Bombina variegata* (LINNAEUS 1758). In GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena: 232–252.
- OBERT, H.-J. (1973): Untersuchungen zur hormonalen Steuerung der Ruf- und Paarungsaktivität bei Rot- und Gelbbauchunke *Bombina bombina* (L.) und *Bombina v. variegata* (L.). *Zool. Jb. Physiol.*; 77: 166–198.
- PAWLOWSKA-INDYKA, A. (1980): Effect of temperature on the embryonic development of *Bombina variegata* L. *Zoologica Poloniae*; 27: 397–407.
- PICKETT, J. (1988): A note on the Appennine yellow-bellied toad, *Bombina variegata pachypus* Bonaparte. *British Herpetological Society Bulletin* 25: 25–28.
- PLYTYCZ, B. & BIGAJ, J. (1984): Preliminary Studies on the Growth and Movements of the Yellow-bellied Toad, *Bombina variegata* (Anura: Discoglossidae). *Amphibia-Reptilia*, Wiesbaden; 5: 81–86.
- PLYTYCZ, B., JOZKOWICZ, A., CHADZINSKA, M. & BIGAJ, J. (1996): Longevity of yellow-bellied toads (*Bombina variegata*) and the efficiency of their immune system. *Naturschutzreport* 11: 77-84.

- PODLOUCKY, R. (1996a): Zur Situation der Gelbbauchunke (*Bombina v. variegata*) in Niedersachsen. Naturschutzreport 11: 77-84.
- PODLOUCKY, R. (1996b): Niedersächsisches Artenschutzprogramm „Gelbbauchunke“. Ein Überblick über historische Verbreitung, Ist-Zustand und Zukunft. Naturschutzreport 11: 242-247.
- ROGNER, M. (1983): Gelbbauchunke – *Bombina v. variegata* (LINNAEUS 1758). In: GEIGER, A. & NIEKISCH, M. (Hrsg.): Die Lurche und Kriechtiere im nördlichen Rheinland – Vorläufiger Verbreitungsatlas, Neuss: 83-85.
- SCHLÜPMANN, M. (1996): Die Gelbbauchunke (*Bombina v. variegata*) in Nordrhein-Westfalen. Naturschutzreport 11: 113-130.
- SZCZERBAK, N. N. & SZCZERBAN, M. I. (1980): Zemnovodne i Presmykajuszcziesja Ukrainskich Karpat. Kiev.
- STEARNS, S. C. (1992): The Evolution of Life Histories. Oxford (University Press).
- STEIGENBERGER, M. & FROMHAGE, L. (1996): Pflegemaßnahmen für eine Gelbbauchunken-Population im Siedlungsbereich – Artenschutz oder Manipulation? Naturschutzreport 11: 248-254.
- STEINICKE, H.; HENLE, K. & GRUTTKE, H. (2002): Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn – Bad Godsberg.
- STUMPEL, A. H. P. & VAN DER VOET, H. (1998): Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. Amphibia-Reptilia 19: 125-142.
- SY, T. & GROSSE, W.-R. (1998): Populationsökologische Langzeitstudien an Gelbbauchunken (*Bombina v. variegata*) im nordwestlichen Thüringen. Zeitschrift für Feldherpetologie 5: 81-113.
- VERBOOM, B. & LAAN, R. (1988): De Geelbuikvuurpad, recent ontwikkelingen. Natuurhistorisch Maandblad 77: 152-157.
- WAGNER, T. (1996): Untersuchungen zum aquatischen Lebensraum der Gelbbauchunke *Bombina v. variegata* (LINNAEUS, 1758), als Grundlage für Pflege- und Entwicklungskonzepte. Naturschutzreport 11: 69-76.
- WOLF, T. (1988): Untersuchungen zur Autökologie und Populationsökologie der Gelbbauchunke (*Bombina variegata* L.) im Kreisgebiet von Mühlhausen. Dipl.arb. Päd. Hochsch. Erfurt-Mühlhausen.
- ZUIDERWIJK, A. (1980): Amphibian distribution patterns in western Europe. Bijdragen tot de Dierkunde 50: 52-72.

Mit speziellem Österreichbezug:

- BIRKENMEIER, E. (1954): Beobachtungen zur Nahrungsaufnahme und Paarungsbiologie der Gattung *Bombina*. Verh. zool. bot. Ges. Wien; 94: 70–81.
- CABELA, A. (1990a): Gelbbauchunke. *Bombina variegata variegata* (LINNAEUS, 1758). In: TIEDEMANN, F. (Hrsg.): Lurche und Kriechtiere Wiens. Jugend & Volk, Wien: 42–51.
- CABELA, A., GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Lurche und Kriechtiere (Amphibia, Reptilia). Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hrsg.), Wien.
- CABELA, A. & GRILLITSCH, H. (2001): *Bombina variegata* Gelbbauchunke, Bergunke. In: Umweltbundesamt GmbH (Hrsg.): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 271-283.
- GOLLMANN, G. (1981): Zur Hybridisierung der einheimischen Unken (*Bombina bombina* (L.) und *Bombina variegata* (L.), Anura, Discoglossidae); Dissertation Univ. Wien. (unveröff.)
- GOLLMANN, G. (1984): Allozymic and morphological variation in the hybrid zone between *Bombina bombina* and *Bombina variegata* (Anura, Discoglossidae) in northeastern Austria. Z. zool. Syst. Evolut.-forsch.; 22: 51–64.

- GOLLMANN, G. (1996a): Structure and dynamics of a hybrid zone in *Bombina* (Amphibia: Anura: Discoglossidae). *Israel Journal of Zoology* 42: 121-133.
- GOLLMANN, G. (1996b): Zur Populationsbiologie der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) im Wienerwald. *Naturschutzreport* 11: 60-63.
- GOLLMANN, G.; ROTH, P. & HÖDL, W. (1988): Hybridization between the fire-bellied toads *Bombina bombina* and *Bombina variegata* in the karst regions of Slovakia and Hungary: morphological and allozyme evidence. *J. evol. Biol.*; 1: 3-14.
- GOLLMANN, G., GOLLMANN, B. & BAUMGARTNER, C. (1999): Oviposition of yellow-bellied toads, *Bombina variegata*, in contrasting water bodies. In: MIAUD, C. & GUYÉTANT, R. (eds.): *Current Studies in Herpetology*: 139-145. Le Bourget du Lac (SEH).
- GOLLMANN, G. & GOLLMANN, B. (2000): Wiederauffangstudie an einer Gelbbauchunkenpopulation: Überlebensraten und Ausbreitung. *Beiträge zur Ökologie* 4: 75-82.
- GOLLMANN, B.; GOLLMANN, G. & MIESLER, M. (2000): Habitatnutzung und Wanderungen in einer Gelbbauchunken-Population (*Bombina v. variegata*). *Zeitschrift für Feldherpetologie* 7: 1-16.
- GOLLMANN, B. & GOLLMANN, G. (2002): Die Gelbbauchunke: von der Suhle zur Radspur. *Zeitschrift für Feldherpetologie: Beiheft*; 4. Bielefeld (Laurenti-Verl.).
- GRILLITSCH, B. (2001): Schlüssel zur Bestimmung der heimischen Amphibien und Reptilien – Gelege und Larven der Amphibien. In: Umweltbundesamt GmbH (Hrsg.): *Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien: 84-103.
- GRILLITSCH, H. (2001): Schlüssel zur Bestimmung der heimischen Amphibien und Reptilien – Imaginale Amphibien und Reptilien. In: Umweltbundesamt GmbH (Hrsg.): *Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien: 104-109.
- GRILLITSCH, B.; GRILLITSCH, H.; HÄUPL, M. & TIEDEMANN, F. (1983): *Lurche und Kriechtiere Niederösterreichs*; Wien (Facultas); 176 S.
- GUTLEB, B.; SMOLE-WIENER, A. K.; HAPP, U. & WALLNER, A. (1999): Rote Liste der Lurche Kärntens (Vertebrata: Amphibia). In: ROTTENBURG T.; WIESER C.; MILDNER P. & HOLZINGER, W. E. (Red.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens*. *Naturschutz in Kärnten* 15: 117-120. Klagenfurt.
- MAYER, W. (2001): Unterarten und Geschwisterarten. In: Umweltbundesamt GmbH (Hrsg.): *Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 692-702.
- MIESLER, M. & GOLLMANN, B. (2000): Populationsstruktur, Wachstum und Fortpflanzung der Gelbbauchunke: eine Ein-Jahres-Studie aus dem Lainzer Tiergarten. *Herpetozoa* 13: 45-54.
- RIENESL, J. (2001): Die rechtlichen Grundlagen des Schutzes der Herpetofauna. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: *Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich*. Wien (Umweltbundesamt).
- SEIDEL, B. (1988): Die Struktur, Dynamik und Fortpflanzungsbiologie einer Gelbbauchunkenpopulation (*Bombina variegata variegata* L. 1758, Discoglossidae, Anura, Amphibia) in einem Habitat mit temporären Kleingewässern im Waldviertel (Niederösterreich). Wien (Dissertation Universität Wien): 81 S.
- SEIDEL, B. (1992): Age structure in a yellow-bellied toad population (*Bombina variegata* L.). In: KORSÓS, Z. & I. KISS (eds.): *Proceedings of the 6th Ordinary General Meeting S. E. H. Budapest*: 401-408. Budapest (Hungarian Natural History Museum).
- SEIDEL, B. (1993): Bericht aus einer seit 1984 laufenden Studie über eine Gelbbauchunkenpopulation *Bombina variegata*: Ein Diskussionsansatz für feldherpetologische Studien. *Salamandra* 29: 6-15.
- TIEDEMANN, F. & HÄUPL, M. (1994): Rote Liste der Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Liste der gefährdeten Tiere Österreichs*. Grüne Reihe Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Bd. 2, Graz: 67-74.

Wichtige österreichische Datenquellen

Herpetofaunistische Datenbank (HFDÖ) am NHMW;

Amphibiendatenbank der Arge NATURSCHUTZ in Klagenfurt

Biodiversitätsdatenbank am Haus d. Natur in Salzburg

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art

Dr. Günther Gollmann (Institut f. Zoologie, Wien); Dr. Antonia Cabela (NHMW), Dr. Werner Mayer (NHMW);

20.2 Indikatoren und Schwellenwerte**20.2.1 Indikatoren für die Einzelpopulation/Einzelfläche**

Das Zentrum der Habitatanalyse stellt das Laichgewässer bzw. der Laichgewässerkomplex in der Einzelfläche dar. Davon ausgehend ist über den Abstand der Laichgewässer bzw. Laichgewässerkomplexe auf Gebietsebene zu entscheiden, ob eine (potentielle) Vernetzung (Gewässerdistanz < 1500 m, keine Hindernisse) oder Isolation der (des) Gewässer(s) (Gewässerdistanz > 1500 m oder unüberwindbare Hindernisse, wie z. B. stark frequentierte Straßen, stark verbautes Siedlungsgebiet oder breites Fließgewässer bei Distanzen < 1500 m) gegeben ist.

In einem ersten Schritt empfiehlt sich die Erhebung der Laichgewässer, um dann die Abgrenzungen – sofern sie überhaupt zwischen (Teil)Population/Einzelfläche und (Meta)Population/Gebiet sinnvoll zu setzen sind – entsprechend vollziehen zu können.

Eine Erhebung der Habitatkriterien findet nur dann statt, wenn ein positiver Artnachweis vorliegt. In erster Linie wird dieser am Laichgewässer erfolgen. Als pragmatischer Ansatz soll ein 500 m Radius um das Laichgewässer gelegt werden, mit dem der Lebensraum der (Teil) Population abgedeckt werden soll. Das Laichgewässer mit dem umliegenden Landlebensraum – der 500 m Radius deckt eine Fläche von 78,5 Hektar ab – stellt also die unterste Bezugsebene dar. Bei einem größeren, länglichen Gewässer ist der Abstand von 500 m vom Gewässerrand in alle Richtungen einzuhalten (die Form des potentiellen Landlebensraumes wird dann eher elliptisch sein). Bei sehr großen Gewässern und räumlich beschränkter Laichplatzeignung kann sich der zu untersuchende Lebensraum auf die daran anschließenden Landhabitate einengen.

Liegen Artnachweise von einer Amphibienwanderstrecke vor, so ist der Bezug zum Laichgewässer herzustellen. Dieses muss nicht unbedingt das räumlich nächstgelegene Gewässer sein. Stellt sich heraus, dass sich dadurch eine größere Distanz als 500 m ergibt, ist der Radius um potentielle Habitate zu erweitern (z.B. Überwinterungshabitate in Wäldern).

Die vorliegende Kriteriensammlung kann nicht alle möglichen Gewässer-/Landhabitat – Kombinationen abdecken!

Habitatindikatoren	A	B	C
Laichgewässerausstattung (Einzelgewässer) Laichgewässer – bzw. Laichgewässerkomplex ³⁰	(überwiegend) grundwassergespeiste, vegetationsarme Klein- und Kleinstgewässer in hoher Fundpunktdichte und en-	Klein- und Kleinstgewässer wie A, jedoch überwiegend in mittlerer Fundpunktdichte und wenig enger Nachbarschaft bzw. Einzelge-	einzelnes Kleingewässer (< 5 m ²) und/oder wie B, jedoch ausschließlich regenwas-

³⁰ Flachgewässer (5 bis < 50 cm Tiefe) von unterschiedlicher Größe (0,2 bis > 20 m² Wasserfläche): Tümpel, Lacken, wassergefüllte Wagenspuren, Wildsuhlen: fakultativ temporär, Wasserkörper natürlich trüb, strukturarme oder -freie Wasseroberfläche, Gewässerboden mit Schlamm- und Mulmschicht.

	ger Nachbarschaft oder grundwassergespeistes, vegetationsarmes größeres Einzelgewässer > 20 m ² ; Laichgewässer überwiegend sonnenexponiert, in frühen Sukzessionsstadien	wässer < 20 m ² ; oder wie A, jedoch stärker beschattet und/oder stärker von Niederschlagswasser abhängig; und/oder z. T. in reiferen Sukzessionsstadien	sergespeist und/oder wie B, jedoch stark beschattet
Gefährdungsursache Störung am Laichgewässer³¹	keine oder geringe Störung	mittlere Störung	starke Störung
Landlebensraum (500 m Radius um Laichgewässer bzw. Laichgewässerkomplexe)	Naturnahe Wälder (Laubwälder, Mischwälder) mit hohem Totholzanteil; aber auch (mit) Kahlschlagflächen; und/oder extensiv genutzte (Feucht)Wiesen oder Weideflächen mit regelmäßigen Hecken/Buschgruppen/Feldgehölzen; und/oder Offenstandorte (Abbaustellen) mit guten Versteckmöglichkeiten (Spalten, Geröll); guter Anschluss an Waldgebiete oder extensives Grünland; ev. mit nahe gelegenen Aufenthaltsgewässer (Teich, Weiher, kleine Fließgewässer); Anteil sehr guter Lebensräume > 75 %, in alle Richtungen gleichmäßig gegeben;	mäßig beeinflusste Wälder (forstlich beeinträchtigt, weniger Totholz), und/oder intensiver genutzte (Feucht)Wiesen mit geringerem Anteil an Hecken/Buschgruppen/Feldgehölzen; und/oder Offenstandorte (Abbaustellen) mit geringem Strukturangebot; eingeschränkter Anschluss an Waldgebiete oder extensives Grünland; und/oder locker verbautes, barrierefreies Gartenland im Siedlungsgebiet oder nur ein Teil des Umfeldes sehr gut strukturiert (> 50 %);	forstlich stark beeinträchtigte Wälder (hauptsächlich Nadelwald), kaum Unterwuchs und Totholz und/oder intensives Agrarland ohne Strukturen, wie Hecken/Buschgruppen/Feldgehölzen und/oder angrenzendes Siedlungsgebiet (wenig durchgängig) oder nur ein Teil des Umfeldes sehr gut strukturiert (deutlich < 50 %);
Gefährdungsursache Straße(n)³²	Keine Straße oder geringe bzw. unre-	Verkehrsfrequenzen > 50 Kfz/Tag, kaum nächtlicher Verkehr (z. B. Anrainer-	gut ausgebaute (auch mehrspurige) Straßen mit Verkehrsfrequenzen > 500

³¹ z. B. Befahren von wassergefüllten Wagenspuren, Vertritt oder Suhllaktivität von Wild oder Weidevieh, Verfüllen und Befahren in Abbaugeländen

³² innerhalb des 500 m Radius; möglicher Gefährdungsgrad ist abzuklären (Befragung von Anrainern, Bauern, Forstleuten, Jägern; Begehung der Straßen v. a. nach Regenfällen); unasfaltierte Güter- und Forstwege werden nicht bewertet

	gelmäßige Befahrung, < 50 Kfz/Tag, kaum nächtlicher Verkehr	verkehr kleiner Siedlungen)	Kfz/Tag, mit nächtlichem Verkehrsaufkommen
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	> 200 Tiere (Adulti)	100-200 Tiere (Adulti)	<100 Tiere (Adulti)
Populationsstruktur/ Reproduktion	alle Altersklassen (adult, subadult, larval), regelmäßig erfolgreiche Reproduktion	alle Altersklassen (adult, subadult, larval), mäßig erfolgreiche Reproduktion (z.B. nicht jedes Jahr)	überwiegend alte Tiere, unregelmäßige Reproduktion mit seltenem Erfolg (z.B. Gewässer trocknet meist zu früh ab)

Trennung von Landlebensraum, Landlebensraum-Laichgewässer und Laichgewässer-Komplexen (oft durchschneiden Straßen nicht nur in Einzahl, sondern netzartig die Lebensräume, so dass von einem noch größeren Gefährdungsszenario ausgegangen werden kann).

Befinden sich an der Straße Amphibienschutzanlagen, so sind folgende Sachverhalte zu prüfen:

Temporäre Amphibienschutzanlage mit (oder ohne) Kübel: Ist der Abschnitt lang genug und erfüllt das Material eine ausreichende Sperrwirkung? Ist die Betreuung über den notwendigen Zeitraum gewährleistet (wird die An- und Abwanderung im vollen Umfang betreut, Jungtierwanderung)?

Permanente Amphibienschutzanlage: ist der Abschnitt lang genug, werden bestehende Tunnel angenommen? Pflege?

Erfüllt die Schutzmaßnahme ihre Funktion, so ist der Gefährdungsgrad der Straße herabzusetzen bzw. auszuschließen!

Der Parameter „Gefährdungsursache Straße(n)“ kann an mehreren Stellen der Verknüpfung ansetzen:

- Innerhalb des 500 m Radius bei Einzelgewässern
 - Zwischen zwei oder mehreren Laichgewässern
 - Mehrmals über verschiedene Straßen in einem Gewässernetz
- führt in jedem Fall bei Ausprägung C zur Abstufung um einen Grad

Spezialfall

Laichgewässer bzw. Laichgewässerkomplexe liegen außerhalb eines Natura 2000 – Gebietes: In manchen Gebieten sind Laichgewässer bekannt, die unmittelbar außerhalb der Natura 2000 – Flächen (z.B. im Siedlungsgebiet, in Abbaugeländen), Landhabitats z. T. aber innerhalb liegen. Diese stellen jedoch oft weit und breit die einzigen Laichgewässer dar, so dass sie unbedingt Eingang in den Bewertungsschlüssel finden müssen.

20.2.2 Indikatoren für die Metapopulation auf Gebietsebene

Abstand der Gewässer bzw. Gewässerkomplexe

Verknüpfung zweier Gewässer bzw. Gewässerkomplexe (Darstellung der idealisierten 500 m Radien)

- A** ... Abstand < 500 m;
B ... Abstand 500 – 1000 m;
C ... Abstand 1000 – 1500 m;

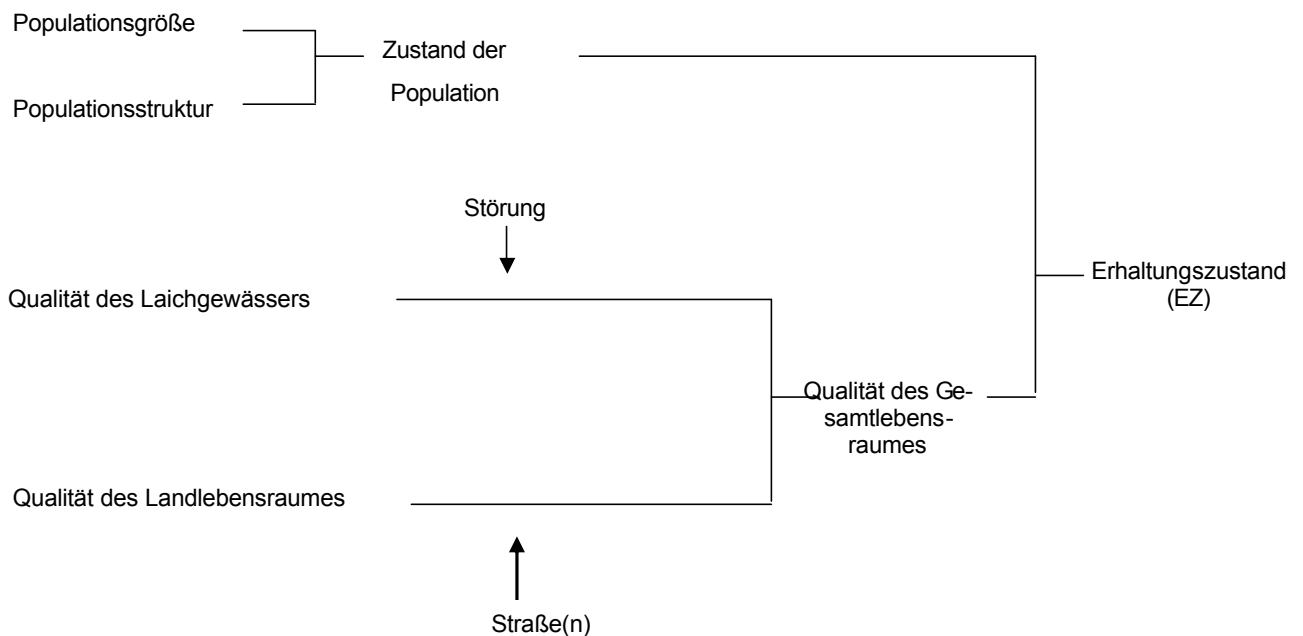
Populationsgröße

Sinnvolle Angaben zu Größen vernetzter Populationen sind nicht zu machen. Einerseits spielt die Gebietsgröße und damit die Anzahl von (Teil)Populationen eine entscheidende Rolle, andererseits sind die Lebensräume zu vielgestaltig.

Die Vernetzung von (Teil)Populationen bedeutet allgemein Stabilisierung und Abpufferung, so dass dadurch ein günstigerer Erhaltungszustand gegeben ist

20.3 Bewertungsanleitung

20.3.1 Bewertungsanleitung für die Population/Einzelfläche



Zustand der Population

		Populationsgröße		
Populations- struktur		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

Qualität des Laichgewässers (bei Störung)

		Laichgewässerausstattung		
Störung		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

Qualität des Landlebensraumes, bei Beeinträchtigung durch Straße(n)

		Landlebensraum		
Straße(n)		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Qualität des Gesamtlebensraumes

		Qualität Laichgewässer		
Qualität Landle- bensraumes		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand

		Zustand der Population		
Qualität Gesamt- lebensraum		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

20.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

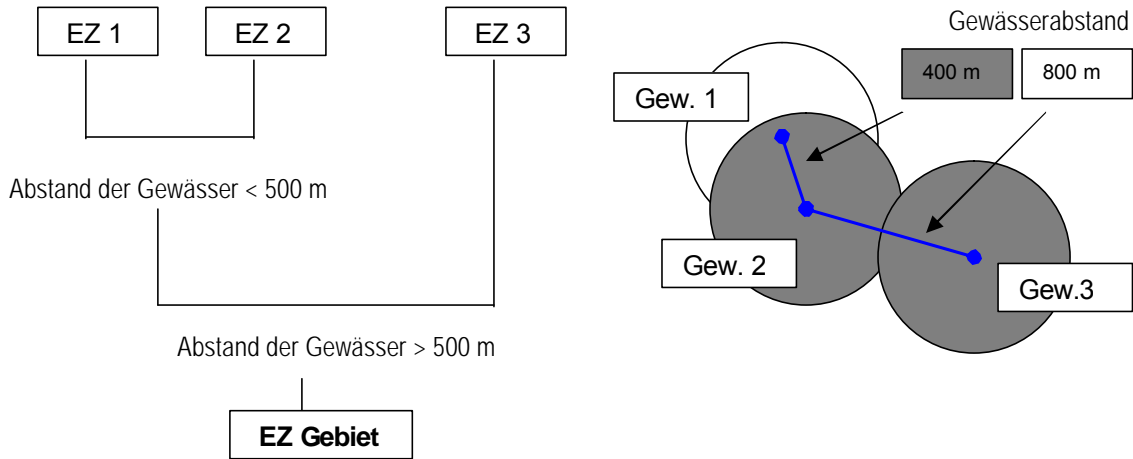
Bei mehr als zwei vernetzten Gewässern bzw. Gewässerkomplexen werden zuerst die nächstgelegenen miteinander verknüpft, das Ergebnis mit weiteren Gewässern u. s. w.

Hierbei ist das Ergebnis der bereits verknüpften EZ1 + EZ2 gegenüber dem neu zu verknüpfenden EZ 3 höher zu gewichten, es sei denn das Gewässer 3 beherbergt eine sehr große Teilpopulation!

In der Praxis kann eine derartige Verknüpfung trotz logischen Grundgerüsts wohl nur mit viel Gefühl vollzogen werden.

Eine Möglichkeit besteht darin, in einem größeren Natura 2000 - Gebiet Teilflächen, deren Gewässer räumlich in Verbindung stehen, separat zu bewerten.

Beispiel: Gewässer(groß)komplex aus 3 oder 4 Gewässerkomplexen, deren Populationen als Metapopulation ausgebildet sind, weist einen guten oder hervorragenden Erhaltungszustand auf. In einiger Entfernung (z.B. in 1,5 und 3 km Entfernung) liegen zwei weitere, isolierte Populationen, deren Erhaltungszustand mittel-schlecht eingestuft wird. Eine Gesamtbewertung würde den Gewässerkomplex unverhältnismäßig schmälern.



Gewässerabstand

Gewässerabstand < 500 m, keine Barrieren

Gewässerabstand 500-1000 m, keine Barrieren

Gewässerabstand 1000-1500 m, keine Barrieren

	EZ 1			
	< 500	A	B	C
EZ 2	A	A	A	B
	B	A	A	C
	C	B	C	C

	EZ 1			
	500-1000	A	B	C
EZ 2	A	A	B	B
	B	B	B	C
	C	B	C	C

	EZ 1			
	1000-1500	A	B	C
EZ 2	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Liegen auf Gebietsebene nur Gewässer vor, die mehr als 1500 m voneinander entfernt sind, oder sind auch näher gelegene Gewässer durch unüberwindbare Barrieren voneinander getrennt, so kann der Erhaltungszustand nur dann B sein, wenn die Einzelpopulationen dementsprechend groß sind.

21 1220 EMYS ORBICULARIS (LINNAEUS, 1758)

21.1 Schutzobjektsteckbrief

21.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Europäische Sumpfschildkröte

21.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: *Chordata*, *Vertebrata*, *Chelonia* oder *Testudines*, *Cryptodira*, *Emydidae*

Anmerkungen zu Unterarten: Die in Österreich vorkommenden autochthonen Schildkröten werden zur Nominatform (*Emys orbicularis orbicularis*) gezählt. *Emys o. orbicularis* umfaßt zweifellos zwei Subspecies. Demnach müssten autochthone österreichische Tiere der Subspecies „*Emys o. orbicularis* II“ entsprechen, für die ein Verbreitungsgebiet im Einzugsgebiet der Donau und in Mittelfrankreich angegeben wird (FRITZ 2001).

Merkmale: Gestalt: Der schwärzliche, flache Panzer ist im Umriß oval mit einer leichten Verbreiterung im hinteren Teil, bei den Männchen ist der Bauchpanzer stärker nach innen gewölbt (konkav). Jungtiere sind beim Schlupf etwa zwei Zentimeter lang, besitzen noch einen Mittelkiel am Panzer und wirken durch die rundlichere Körperform langschwänziger als die Erwachsenen, bei denen der Schwanz das Körperende knapp um die halbe Körperlänge überragt. Die Männchen haben einen etwas längeren Schwanz als die Weibchen. Die Extremitäten weisen zwischen den mit scharfen Krallen ausgestatteten Zehen (Vorderextremität mit fünf, Hinterextremität mit vier) gut ausgebildete Schwimmhäute auf. Der Kopf ist dicker als der Hals und kann mit einer S-förmigen, nach innen gerichteten Bewegung der Halswirbelsäule in eine von der Halshaut gebildete Tasche unter den Panzer zurückgezogen werden. Ebenso können Vorder- und Hintergliedmaßen unter den Panzer zurückgezogen werden.

Die in Österreich als autochthon geltende Unterart läßt sich bei adulten Exemplaren durch die auffallende Größe (bis 20 cm Carapaxlänge), die sehr dunkle Carapaxfärbung und den im Verhältnis zur Carapaxlänge relativ kleinen und schlanken Kopf erkennen.

Aufgrund der zahlreichen Aussetzungen diverser Unterarten und der daraus resultierenden Vermischung ist eine Zuordnung zum heimisch geltenden Haplotyp II jedoch nur über genetische Untersuchungen möglich. Erst die Möglichkeit des molekularbiologischen Herkunftsnachweises (LENK et al. 1999) ermöglicht eine exakte Bestimmung des Status der gefangenen Tiere. Damit können alle Fundtiere geographischen Herkunftspopulationen zugeordnet und Aussagen über Autochthonie und Allochthonie getroffen werden. Anhand des mitochondrialen Cytochrom b – Gens lassen sich genetisch-geografische Differenzierungen der Art in 7 Hauptgruppen und insgesamt 20 „Haplotypen“ (weibliche Linie) vornehmen.

Färbung und Zeichnung

Färbung des Panzers (Carapax): Gelbliche Punkte und Streifen sind bei genauer Betrachtung auf der Oberseite des Panzers erkennbar.

Färbung des Körpers: Zahlreiche kleine, gelbe Tupfen und Pünktchen befinden sich an Kopf und Hals. Die Iris ist beim Männchen orange bis rotbraun, beim Weibchen gelb bis weißlich (mit einer oft deutlichen schwarzen Kreuzzeichnung) gefärbt.

Verwechslungsmöglichkeiten ergeben sich mit der häufig ausgesetzten, nordamerikanischen Rotwangen-Schmuckschildkröte (*Trachemys scripta elegans*), deren rote Wangenzeichnung sie eindeutig von der Europäischen Sumpfschildkröte unterscheidet.

*Maße und Gewichte:**Nationalpark Donauauen in Niederösterreich* (RÖSSLER 2000d):Carapaxlänge

Weibchen (n=28): durchschnittlich 174 mm (min. 150 mm; max. 200 mm).

Weibchen (nach Eiablage, n=17): durchschnittlich 176 mm (min. 154 mm; max. 195 mm).

Männchen (n=10): durchschnittlich 154 mm (min. 140 mm; max. 180 mm).

Schlüpflinge (n=64): durchschnittlich 26,5 mm (min. 24 mm; max. 29 mm).

Gewicht

Weibchen (n=28): durchschnittlich 971 g (min. 520 g; max. 1354 g).

Weibchen (nach Eiablage, n=17): durchschnittlich 994 g (min. 590 g; max. 1210 g).

Männchen (n=10): durchschnittlich 554,1 g (min. 410 g; max. 780 g).

Schlüpflinge (n=64): durchschnittlich 5,26 g (min. 4 g; max. 7 g);

Nationalpark Donauauen in Wien (RÖSSLER 2000e):Carapaxlänge

Weibchen (nach Eiablage, n=5): durchschnittlich 174 mm (min. 160 mm; max. 188 mm).

21.1.3 Biologie

Die Europäische Sumpfschildkröte ist ein relativ standorttreues Tier, das wegen seiner versteckten Lebensweise leicht zu übersehen ist. Diese sehr scheue, flüchtige Reptilienart (Fluchtdistanz 20 – 30 m) ist sowohl am Tag wie auch abends und nachts aktiv. Tagsüber sonnen sich die Schildkröten stundenlang am Ufer oder auf geeigneten Warten im Wasser. Bei Gefahr tauchen sie schnell und oft nahezu geräuschlos im Wasser unter. Sie schwimmen geschickt und können bei der oft in der Dämmerung und nachts erfolgenden Jagd lange tauchen. Von Oktober bis März / April halten sie eine Winterruhe im frostsicheren Bodengrund des Gewässers oder an Land. Die Paarung findet bald nach dem Verlassen der Winterquartiere zwischen Mitte April und Mitte Juni statt, sie kann aber in einzelnen Fällen auch später erfolgen. Zwischen Mai und Juli werden die durchschnittlich 5 – 16 Eier in einer ca. 12 cm breiten und 8 – 10 cm tiefen Nestgrube abgelegt. Das Weibchen gräbt diese selbst und schüttet sie nach dem Legevorgang wieder zu. Die Grube befindet sich bis über 100 m entfernt vom Gewässer überflutungsgeschützt im lockeren, sandigen Boden. Die Reifungsdauer der Eier ist stark temperaturabhängig. Sie kann zwischen 2 – 3 Monaten bei optimalen Bedingungen (früher Ablage-termin, heißer Sommer, gute Sonnenexposition des Nestes) und bis zu 11 Monaten liegen. In letzterem Fall können die Embryonen in der Eihülle im Nest überwintern und schlüpfen erst im Frühjahr. Spät im Herbst schlüpfende Jungtiere verbleiben bis zum Frühjahr in der Nestgrube.

Phänologische Daten aus dem Nationalpark Donauauen: Lobau (SCHWAMMER 1987):
Erstsichtung nach Winterruhe: Mitte Februar 1987 (kurze warme Zwischenperiode), am Eisrand des Inneren Enzersdorfer Altarms schwimmende Sumpfschildkröte (Lufttemp. 18 °C, Wasser 6 °C).

Nationalpark Donauauen in Niederösterreich (RÖSSLER 1997):

Erstsichtung nach Winterruhe: 12.3.1997;

Letztsichtung vor Winterruhe: 4.11.1996; 9.10.1997;

Paarungszeit: In den *Niederösterreichischen Donauauen* wurden Paarungen am 28.4.1997, 2.5. und 13.5. 1997 beobachtet (RÖSSLER 1997).

Paarungsverhalten: Die Paarungen erfolgen im Wasser, wobei das Männchen während des Werbeverhaltens von hinten auf den Panzer des Weibchens aufzureiten versucht. Dort hält es sich mit allen vier Extremitäten am Carapaxrand des Weibchens fest und beginnt das eigentliche Balzverhalten. Dabei versucht es, durch nickende und seitwärts schlagende Kopfbewegungen, mitunter auch durch Bisse in Kopf- und Halsregion des Weibchens, dieses zum Kopfeinziehen zu bewegen. Dieser Vorgang kann bis zu mehreren Stunden dauern. Durch das Einziehen des Kopfes wird die Kloakenregion des Weibchens unter Ausstrecken des Schwanzes nach hinten bewegt und so einer Kopulation besser zugänglich. Bei der Kopulation rutscht das Männchen nach hinten, preßt seine Kloake auf die des Weibchens und dringt mit seinem unpaaren Penis ein (FRITZ & GÜNTHER 1996).

Eiablage: Die Eiablage im *Niederösterreichischen Teil des Nationalpark Donauauen* erfolgte in zwei Phasen von Ende Mai bis Anfang Juli (RÖSSLER 2000 a). Alle Weibchen wandern zur selben Böschung, die dabei zurückgelegte Distanz beträgt 50 bis 800 Meter. Die Tiere wandern durch den Auwald, die Weibchen aus dem kleineren Untersuchungsgewässer überqueren eine Wiese, einen Weg und eine Forststraße (Gefahr des Überfahrens bzw. der Störung oder Mitnahme durch Wanderer).

19 Weibchen wurden bei der Eiablage beobachtet, bei zwölf Tieren (1997: 2, 1998: 3, 1999: 7) kam es zu einer zweiten Ablage 22 bis 27 Tage nach der ersten.

Ca. 65 % der adulten Weibchen kamen zur Ablage. Nach RÖSSLER (1997) bedarf es noch mehrerer Untersuchungsjahre, um den Anteil der an der Reproduktion teilnehmenden Weibchen zu präzisieren. 1997 und 1998 wurden je 27, 1999 30 Nester registriert.

Die Periode der Eiablage im *Wiener Teil des Nationalpark Donauauen* dauerte von 17.5. bis 22.6.2000. An den 16 individuell unterschiedenen Weibchen konnten doppelte Eiablagen festgestellt werden, der Intervall dazwischen betrug 24 Tage (RÖSSLER 2000e).

Die Weibchen brauchen zum Aufgraben der Eikammer (in der Nacht) in der stark verdichteten Bodenoberfläche mindestens eine Stunde. Ist das Substrat steinig, kann dieser Vorgang mehrere Stunden beanspruchen.

Nester, Gelegegrößen: Die Nestsausträge sind einerseits von der Größe des Weibchens und der Gelegegröße, andererseits ist die Form sehr stark vom Boden und dem Vorhandensein und der Größe der Steine abhängig.

Niederösterreichische Donauauen (RÖSSLER 2000a)

Die Eier wurden 10-12 cm tief vergraben, die birnenförmige Eikammer hatte eine Höhe von ca. 6 cm, die Gelegeröhre ca. 5 cm.

Die Gelege bestanden aus 8-17 Eiern (durchschn. 12,4 Eier; n=22). Die Gelegegröße ist positiv mit Carapaxlänge und Carapaxhöhe korreliert (Rangkorrelation nach Spearman: $r=0,787$ bzw. $0,600$; $p<0,01$; $n=17$).

Vier Weibchen wurden bei Erstablagen über zwei bzw. drei Jahre beobachtet, sie legten in den einzelnen Jahren eine unterschiedliche Anzahl an Eiern.

Anzahl der Erstgelege: 1997: 8, 1998: 8, 1999: 5; mit Schutzgitter versehen; ab Ende August wurden Schutzgitter oberhalb des Schlupfloches mit einer luftdurchlässigen Platte verstärkt (dadurch konnte der Schlupfzeitpunkt ermittelt werden).

Anzahl der Zweitgelege: 1997: 2, 1998: 3, 1999: 7

Wiener Donauauen, RÖSSLER 2000e)

Die Gelege wurden in 8-12 cm Tiefe vergraben. 6-15 wurden pro Nest gelegt, die durchschnittliche Gelegegröße betrug 10,4 Eier.

Es fällt eine geringere durchschnittliche Gelegegröße im Vergleich zu den niederösterreichischen Tieren auf.

Inkubationszeit (Intervall von der Eiablage bis zum Schlüpfen der Jungtiere)

Niederösterreichischen Donauauen (RÖSSLER 2000a):

1997: 98-117 Tage (neben Nestkammer gemessene Temperatur: durchschn. 22,6 °C, max: 32,2 °C).

1998: 90-108 Tage (neben Nestkammer gemessene Temperatur: durchschn. 23,5 °C, max: 34,1 °C).

1999: 91-98 Tage (neben Nestkammer gemessene Temperatur: durchschn. von vier Nestkammern variierte zw. 22,4 °C und 22,7 °C, Temp. max von vier Nestkammern variierte zw. 31,8 °C und 33,7 °C).

Die Jungtiere eines Nestes schlüpfen im Intervall von bis zu 10 Tagen. Es können dann noch einige Tage vergehen, bis der Schlüpfling bereit ist, das Nest zu verlassen.

Wiener Donauauen (RÖSSLER 2000e):

Die Entwicklungsdauer der Schlüpflinge in den fünf bekannten Nestern betrug 91-106 Tage. Neben den Nestkammern gemessenen Temperaturen betrug: mittlere Temperaturen 19,2°C bis 20,3°C; Minimumtemperaturen 11°C bis 11,3°C; Maximumtemperaturen von 31,4 °C bis 33,3 °C;

Das in der Heißlände gelegene Nest wies geringere Temperaturen auf als die Nester in der Böschung.

Beginn der Schlupfzeit (Niederösterreichischen Donauauen, RÖSSLER 2000a):

1997: 13.9., 1998: 1.9., 1999: 30.8.;

Die Jungtiere sonnten sich nach dem Schlupf einige Zeit in der Nähe des Nestes und bewegten sich dann in Richtung Gewässer.

Überwinterung im Boden: In einem Gelege waren die Jungtiere am 10. 10. 1997 noch nicht geschlüpft, wurden jedoch am 3.4.1998 beim Verlassen der Eikammer beobachtet (Nesttemp. hatte zu diesem Zeitpunkt das erste mal 14 °C erreicht; tiefste Nesttemp. im Winter: - 1, 4 °C; die Eier lagen in ca. 10 cm Tiefe).

Schlupfrate (gibt an, aus wievielen Eiern lebende Junge schlüpfen):

Niederösterreichischen Donauauen (RÖSSLER 2000a)

1997-1999 durchschnittlich 77,3 % (Nester n = 21)

Häufig wurden leere Eier mit einem Loch von ca. 6 mm, vorgefunden, in einigen Nestern befanden sich Larven der Gattung *Tabanus*, die sich in die defekten Eier zur Verpuppung zurückgezogen haben könnten (WAITZBAUER, pers. Mitteilung).

Wiener Donauauen (RÖSSLER 2000e)

Die durchschnittliche Schlupfrate von vier Nestern betrug 63,5 % (16,6-93,3 %).

Schlüpflinge (*Niederösterreichischen Donauauen*, RÖSSLER 2000a)

1997 (n=64); Durchschnittsgröße: 2,65 cm; Durchschnittsgewicht: 5,26 g;

Die Temperaturen in den Nestkammern sind entscheidend für:

- die gesunde Entwicklung der Jungtiere
- das rechtzeitige Schlüpfen im Herbst
- das Überleben in den Überwinterungsnestern
- für die Geschlechtsdetermination

Nahrung: Als Nahrung dienen Fische, Amphibien und Wirbellose (Schnecken, Würmer, Insekten, Kleinkrebse) sowie Aas, gelegentlich werden auch Wasserpflanzen verzehrt.

21.1.4 Autökologie

Habitatbeschreibungen in der Lobau (SCHWAMMER 1989a):

Untersuchungsgebiete A – Künigltraverse: Seitenarme, unterteilt in kleine Bereiche; bei Wasserstandsenerkung getrennt; mit starkem Wasserpflanzenaufkommen; max. Tiefe 1,4 Meter; Schlamm-schicht am Gewässerboden 30-60 cm; viele Sonnplätze durch Baumreste und gute Uferstrukturen;

Untersuchungsgebiet B – Großenzersdorfer Arm: langer, einförmiger Arm mit kanalartigem Profil; auch bei Niedrigwasser keine bedeutenden Strukturunterschiede; maximale Tiefe sechs Meter; Schlamm-schicht nur in der Mitte der Rinne 20-30 cm;

Aufenthaltspräferenzen in Gewässerarmen mit dichtem Wasserpflanzenbewuchs – vor allem mit im Wasser liegenden Bäumen, die als Sonnenplätze benutzt werden.

Nationalpark Donau-Auen, Niederösterreich (RÖSSLER 2000 a, 2000 b, 2000 c):

Lebensraum: einerseits Altarme, die künstlich abgetrennt wurden und ausschließ-lich Grundwasser gespeist sind; andererseits Altarme, die von der Hochwasserdynamik der Donau beeinflusst werden; wegen der geringen Hochwasserdynamik weisen die seichten, maximal zwei Meter tiefen Gewässer mächtige Faulschlamm-schichten auf. Gelegentlich findet man Sumpfschildkröten in Fischteichen.

Zwei Untersuchungsgewässer: ca. 600 m lang, durchschn. 15 m breit; ca. 1900 m lang, durchschn. 15 m breit; beide Altwasser sind von Auwald gänzlich umgeben, der bis an die Ufer heranreicht, diese teilweise beschattet und Deckungsmöglichkeiten bietet. Die Gewässer weisen neben Flach – u. Steilufern breite Verlandungszonen auf. Von Bibern gefällte Baumstämme bieten genügend Sonnplätze. Laut SIEBER (1998) kommen in den Donau-March Auen mehr als 1000 Biber vor. Eine üppige submerse, emerse und Schwimmblattvegetation (z. B. Rauhes Hornblatt, Glanz-Laichkrat, Schilf, Wasser-Schwertlilie, Gelbe Teichrose, Froschbiss) zeichnen die Gewässer aus.

Gewässerabschnitte werden von adulten und juvenilen Schildkröten unterschiedlich genutzt.

Die Juvenes sind in seichten Gewässerabschnitte (Tiefe < 50 cm) mit einem hohen Deckungsgrad an Sumpf- und Wasserpflanzen zu finden. Vor allem Abschnitte mit Schwimmblättern (Gelbe Teichrose) werden bevorzugt. Im Falle der Untersuchungsgewässer sind das auch jene Abschnitte, die am nächsten zu den Eiablageplätzen liegen. Das längere der beiden Untersuchungsgewässer weist einen größeren Anteil an juvenilen Tieren auf, da hier bei der Anwanderung vom Nistplatz keine größeren Hindernisse zu überwinden sind. Zum zweiten Gewässer müssen Schlüplinge eine Böschung, einen Weg und eine Forststraße überwinden. Auch breite, unstrukturierte Gewässerabschnitte stellen Barrieren für Jungtiere dar.

Aktivitäten und Sonnplatzwahl: (Untersuchung vom 12.3.-10.11.1997; an 46 Tagen; Beobachtungen an drei Gewässerstandorten; insgesamt 474 Schildkrötenbeobachtungen, RÖSSLER 2000a):

Zum Zeitpunkt der Untersuchung befanden sich ca. 50 Individuen am Gewässer eins, 65 Tiere am Gewässer zwei und 15 am Standort drei.

Von 303 zum Verhalten gemachten Beobachtungen überwiegen mit 68 % (n=205) das Sonnen auf im Wasser liegenden oder vom Ufer ins Wasser reichenden Baumstämmen. 23 % (n=69) der Sonnplätze fielen auf Uferböschungen, 9 % (n = 29) auf Wasser- od. Sumpfpflanzen. Die Sonnplatzwahl erwies sich als unabhängig von der Tageszeit. Jungtiere und adulte Sumpfschildkröten bevorzugten unterschiedliche Sonnplätze: Ufer: ad. 28 %, juv. 6 %; Baumstämme: ad. 67 %, juv. 70 %; sub- u. emerse Vegetation: ad. 5 %, juv. 24 %.

Zudem kommt eine jahreszeitliche Abhängigkeit der Sonnplatzwahl. Im Mai / Juni halten sich adulte Tiere gerne an vegetationsfreien Uferabschnitten auf, wohingegen im Hochsommer eher vegetationsreiche Uferplätze angenommen werden.

Hibernation: Die Winterruhe wird im schlammigen Bodengrund der Gewässer, seltener in den Uferböschungen verbracht.

Niststandorte in Wien (RÖSSLER 2000e): Auf Heißländen und Böschungen wurden fünf Niststandorte festgestellt. An zwei Stellen wurden 15 (16) eierlegende Weibchen beobachtet, vermessen und fotografiert. An drei Standorten konnten zerstörte Nester, Eischalenreste und Schlüpflinge registriert werden. Die meisten Eiablageplätze befinden sich direkt neben einem Gewässer. Da die eierlegenden Weibchen jedoch nicht zuvor am Gewässer identifiziert wurden, kann die Anwanderdistanz zum Eiablageort nicht genau angegeben werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Strecke nur bis ca. 400 m beträgt. Die Gefährdung der Weibchen auf der Suche nach einem geeigneten Nistplatz und während der Eiablage ist in Wien wesentlich geringer als im niederösterreichischen Teil des Nationalparks. Durch eine Bootsanlegestelle sowie durch einen stärker frequentierten Forstweg sind zwei Standorte gefährdet. In Wien unterliegen die Weibchen erschwerten Bedingungen beim Graben. Es kam zu einem häufigeren Abbruch der Grabtätigkeiten. Durch die Dichte und Härte des Bodens sowie die großen Steine ist es für die Tiere schwierig eine ausreichende Tiefe zu graben. In weiterer Folge ergeben sich auch große Probleme für die Schlüpflinge, die Eikammer zu verlassen. Bei vier von fünf Nestern wäre es für einen Teil der Schildkröten unmöglich gewesen, das Nest zu verlassen (Steine, unbefruchtete Eier). Die Prädationsgefahr ist erheblich größer als in Niederösterreich, da die Niststandorte geringere Vegetationsdichten aufweisen.

Niststandorte in Niederösterreich (RÖSSLER 1998): Ca. 500 m lange, ca. 12 m breite, süd-exponierte Böschung mit ausgebildetem Trockenrasen; die Nester waren in den Jahren 1998 und 1999 durchschnittlich 14,5 Meter voneinander entfernt (min. 0,1 m; max. 45,5 m). Der Deckungsgrad der Vegetation an den Nistplätzen betrug 80-90 %, wobei höherwüchsige Pflanzen in den unteren Hanglagen, niederwüchsige, xerotherme Arten in den höheren Lagen zu finden sind. Die Eier wurden vorzugsweise 1,5-2 m unter der Böschungskrone abgelegt. Die Neigung der Böschung gewährleistet einen guten Abfluß des Regenwassers und verhindert Staunässe.

Günstige Habitatstrukturen für *E. orbicularis* zeichnen sich durch folgende Parameter aus:

- Ausgeprägt ungestörte Lage
- Klimatisch wärmebegünstigte Lage
- Besonnte und erreichbare Eiablageplätze in grabbarem Material
- Besonnte Ruheplätze (Baumstämme, Inseln)
- Gewässer mit reichem Pflanzenbewuchs und schlammigem Grund
- Gewässer mit mesotrophem – eutrophem Nährstoffhaushalt
- Reiche Nahrungsgrundlage an wasserlebenden (Klein-) Lebewesen und Pflanzen

Geschützte Uferzonen

Flachwasserzonen

21.1.5 Populationsökologie

Geschlechterverteilung: Lobau (SCHWAMMER 1989): 69 % Männchen, 31 % Weibchen (n=16);

Der Zusammenhang zwischen Geschlechterverhältnis und Temperatur wurde an Eiern von *Emys orbicularis* in der Brenne (Zentralfrankreich) untersucht. Dabei erwies sich eine Temperatur von 28,5 °C als entscheidend, bei der das Geschlechterverhältnis ausgewogen ist. Temperaturen unter 28 °C ergaben zu 100 % Männchen, Temperaturen über 29,5 °C zu 100 % Weibchen. Die thermosensitive Periode erstreckt sich auf ungefähr 12 Tage im mittleren Drittel der Inkubationszeit (PIEAU 1982).

Alter: Für die Europäische Sumpfschildkröte wird von verschiedenen Autoren ein Höchstalter von mehr als 70 Jahren, von einigen sogar von mehr als 120 Jahren angegeben. Die Geschlechtsreife tritt mit ca. 8-9 Jahren ein.

Aktionsräume, Wanderungen: Trotz der stark aquatischen Lebensweise werden mitunter ausgedehnte Überland-Wanderungen unternommen, hierbei kann zwischen „Frühjahrswanderungen“ (Suche nach einer geeigneten Eiablagemöglichkeit) und „Sommer- u. Herbstwanderungen“ (bedingt durch Verschlechterung der örtlichen Lebenssituation wie z.B. Austrocknen des Wohngewässers) unterschieden werden (FRITZ & GÜNTHER 1996).

Nationalpark Donau-Auen in Wien (Lobau) – Telemetrische Studie (SCHWAMMER 1989a):

Insgesamt wurden 24 verschiedenen Lokalitäten kartiert, an denen 1987 37 Tiere und 1988 28 Tiere gesichtet wurden. Die Fundorte sind über die ganze Lobau verbreitet, es lassen sich aber Präferenzgebiete feststellen. Die großen offenen Gewässer sind dabei weniger evident. Die Sumpfschildkröten kommen in sehr geringer Dichte vor.

Sieben gefangene adulte Tiere wurden im September/Oktober 1987 besendert und ermöglichten über 3400 Ortungen die Bestimmung von Aktionsradien. Die Mindestabstände zweier Fundpunkte wurden mit 100 m Entfernung voneinander getrennt, außer es gab „natürliche Barrieren“ oder Trennungselemente wie Wald, Traversen oder Forstwege.

Im Oktober 1987 bewegten sich die besenderten Tiere (drei Weibchen, ein Männchen) des Untersuchungsgebietes A – Königltraverse (Seitenarme, unterteilt in kleine Bereiche; bei Wasserstandsenerkung getrennt; mit starkem Wasserpflanzenaufkommen; max. Tiefe 1,4 Meter; Schlammschicht am Gewässerboden 30-60 cm; viele Sonnplätze durch Baumreste und gute Uferstrukturen) ausschließlich im Aktivitätsraum 1 (westlich der Traverse, woher sie stammten) und 2 (östlich der Traverse, Überklettern der Traverse konnte beobachtet werden). Mit Beginn der Abkühlung im November blieben die Tiere über zwei Wochen beinahe lokal, drei Tiere auf der Ostseite, ein Tier auf der Westseite der Königl-Traverse. In der ausgedehnten Wärmeperiode im Dezember fanden dauernde Ortsveränderungen innerhalb der beiden Aktivitätsräume statt, allerdings wurde im Unterschied zum Oktober das Wasser wahrscheinlich nicht verlassen. Bei einem gefangenen Tier wurde der Magen ausgepumpt, es konnte keine Nahrungsaufnahme festgestellt werden (Lufttemp. 13 °C, Wassertemp. 8 °C). Im Jänner bildete sich Eis auf den Gewässern, die räumliche Verteilung der Tiere blieb gleich. Das im Westteil gelegene Gewässer fiel bis auf einen Rest trocken, der Sender des sich dort befindlichen Tieres setzte aus, weder Tier noch Sender konnten gefunden werden. Die drei übrigen Tiere überwinterten in der Schlammschicht bei Wasserbedeckung und Eisschicht im Zentrum eines Gewässers eng beieinander.

Die drei im Untersuchungsgebiet B – Großenzersdorfer Arm (langer, einförmiger Arm mit kanalartigem Profil; auch bei Niedrigwasser keine bedeutenden Strukturunterschiede; maximale Tiefe sechs Meter; Schlammschicht nur in der Mitte der Rinne 20-30 cm) an jeweils verschiedenen Stellen gefangenen Tiere zeigten keinerlei Lokalpräferenzen, sondern durchschwammen unregelmäßig den ganzen Arm. Der Kälteeinbruch im Jänner verursachte anscheinend zufallsverteilte Überwinterungsorte.

Beim Auftreten der ersten Erwärmungen mit Lufttemperaturen von 10 °C und Wassertemperaturen um 5 °C konnten wieder Ortsveränderungen festgestellt werden. Im Untersuchungsgebiet A dehnte sich der Aktivitätsradius im Juni, Juli und August auf die Wasserflächen im Osten aus. Wochenlang wurden allerdings dieselben Sonnplätze aufgesucht, um dann wieder andere zu benutzen. Im Untersuchungsgebiet B gab es Aktivitäten entlang des ganzen Areal. Mit Sonnplatzpräferenzen im Südostteil.

(Im Bericht wurden keine Flächen- oder Längenangaben zu den Aktivitätsräumen angegeben, nach den Kartenangaben handelt es sich um maximale Längendistanzen von ca. 400 m für das Gebiet A und ca. 1,2 km für das Gebiet B).

Im Zuge des Projektes in der Lobau wurden im August 1988 schließlich 20 adulte Europäische Sumpfschildkröten im Untersuchungsgebiet A ausgesetzt, drei davon mit Sendern. Die Tiere beschränkten ihre Aktivitäten ausschließlich auf einen kleinen Teil des Gebietes und zeigten weniger Arealbedarf als die ansässigen Tiere.

Untersuchungen an anderen Populationen:

Department Gers (Südwestfrankreich): Bei radiotelemetrischen Untersuchungen an vier besenderten *E. orbicularis* konnten jahreszeitliche Unterschiede bei der Größe der Aktionsräume festgestellt werden. Im Sommer und Herbst wurden individuelle Aktionsflächen von 3,38 bis 4,26 ha ermittelt, innerhalb derer die Tiere auch überwinteren. Im Frühling waren drei Tiere wesentlich mobiler (maximale Aktionsfläche von 12,26 ha). Die tatsächlich genutzte Fläche ist natürlich geringer, da die Tiere auf die Gewässer als Aufenthaltsort bzw. Wanderkorridore beschränkt bleiben (AREMIP 1998).

Maremma (Südliche Toskana): Tiere zeigen große Ortstreue in einem von Kanälen (30-300 m) gebildeten Lebensraum. Viele Individuen bleiben in eng begrenzten Kanalabschnitten, kleinräumige Wanderungen können vorkommen, die Sonnplätze bestimmen weitgehend die Verteilung der Individuen. Bei den Männchen, deren Aktionsräume größer als die der Weibchen sind, kommt es zu Überlappungen von Home Ranges, was sich auch in regelmäßigen Kämpfen unter einzelnen Männchen äußert.

Prädatoren: In der Literatur werden vor allem Fuchs, Wildschwein, Fischotter und andere Marder genannt. Raben- und Möwenartige, Greifvögel, Reiher und andere große Stelzvögel bedrohen vor allem Schlüpflinge und kleine Jungtiere (FRITZ & GÜNTHER 1996).

Die Prädationsrate an den Nistplätzen (Ausgraben der Eier) in den Donauauen liegt zwischen 50 % und 80 %. An Prädatoren treten Krähen, Füchse und Dachse auf. Der Prozentsatz der von Vögeln zerstörten Gelegen lag zwischen 0 % (1998) und 28,6 % (1997). Der größte Anteil der Prädation ist Füchsen zuzuschreiben (71,4 %) (RÖSSLER 1997; 1998; 1999; 2000). SCHWAMMER (1989a) konnte in der Lobau (Wien) Hecht und Stockente als Prädatoren nachweisen. Zudem nutzten Wildschweine bei niederem Wasserstand die Überwinterungsplätze der Sumpfschildkröten als Suhlen.

21.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Europäische Sumpfschildkröte besitzt weltweit unter allen Schildkrötenarten eines der größten Verbreitungsgebiete. Im gesamten Areal sind 13 Subspezies und noch einige unbeschriebene Taxa bekannt, die mehrere distinkte Evolutionslinien (Abstam-

mungsgemeinschaften) oder Unterartengruppen darstellen (FRITZ 1996, 1998). Betrachtet man die beiden korsosardischen Taxa als valide, ergibt sich folgende Unterartgliederung (mitochondriale Haplotypen nach LENK et al. 1999), nach FRITZ 2001:

occidentalis – Unterartengruppe (mitochondriale Haplotypen-Linie VI):

E. o. occidentalis: Nordafrika (Marokko, Algerien, Tunesien)

E. o. hispanica: Südwestspanien (Donana), vermutlich gehören die meisten Sumpfschildkröten aus den in den Atlantik entwässernden Flußsystemen der Iberischen Halbinsel zu dieser Unterart;

E. o. fritzjuergenobsti: Spanische Mittelmeerküste

galloitalica – Unterartengruppe (mitochondriale Haplotypen-Linie V):

E. o. (galloitalica) galloitalica: Reliktvorkommen an der katalonischen Mittelmeerküste und in Südfrankreich, westliche Apenninen-Halbinsel bis zum Golf von Sant' Eufemia in Süditalien.

E. o. (galloitalica) lanzai: Korsika

E. o. (galloitalica) capolongoi: Sardinien

hellenica – Unterartengruppe (nach molekularbiologischen Befunden von LENK et al. (1999) keine natürliche Einheit):

E. o. hellenica: Von der Küstenregion der Poebene über Istrien und Dalmatien bis zum Peloponnes und Bötien (Griechenland); mitochondriale Haplotypen-Linie IV;

E. o. iberica: Südliches Dagestan (Südrußland), Einzugsgebiet der Kura und Kura-Araksinsker Niederung in Georgien und Aserbaidschan; mitochondriale Haplotypen-Linie VII;

E. o. persica: Nordiran (Provinz Gilan, Masanderan), angrenzendes Turkmenien und Uzboigebiet (Turkmenien); genetisch nicht untersucht;

orbicularis – Unterartengruppe:

- *E. o. orbicularis*:
 - „*E. o. orbicularis* I“: von Ostdeutschland (?) oder Polen nördlich der Sudeten und Karpaten bis weit nach Osten (Aralsee);
Merkmale: mitochondrialer Haplotyp Ia; SCL (Stockmaß-Carapaxlänge) max. 230 mm; Plastron bei beiden Geschlechtern oft vorwiegend bis einfarbig schwarz; altersflavistische Exemplare mit gelbem Plastron sind bekannt, aber selten. Kehle dunkel mit (wenigen) gelben Flecken bis einfarbig schwarz. Kein klarer Sexualdimorphismus bei der Kopffärbung.
 - „*E. o. orbicularis* II“: Mittelfrankreich, Einzugsgebiet der Donau; im Rheingebiet erloschen;
Merkmale: mitochondriale Haplotypen-Linie II; SCL max. 190-200 mm; Plastron bei Weibchen häufig größtenteils bis einfarbig gelb; Kehlfärbung insbesondere bei Weibchen heller als bei „*E. o. orbicularis* I“; Männchen mit meist retikulierter, Weibchen mit gelbgefleckter Kopfoberseite;
- *E. o. colchica*: Südostbalkan, türkisches Schwarzmeergebiet, Teile West- und wahrscheinlich Zentralanatoliens, Kolchis; mitochondriale Haplotypen-Linie I (Ib, Ic, Id);
- *E. o. eiselti*: Lokalendemit aus Südostanatolien (Umgebung von Gaziantep);

luteofusca – Unterartengruppe:

- *E. o. luteofusca*: Südliche Zentralanatolische Hochebene

„*E. o. cf. hellenica*“ repräsentiert eine weitere Linie mit nur einer Subspezies: Süditalien südlich des Golfes von Sant' Eufemia, Sizilien; mitochondriale Haplotypen-Linie III;

Europaweit kommen 9 Unterarten der Europäischen Sumpfschildkröte vor (nach FRITZ 2001): *E. o. hispanica*, *E. o. fritzjuergenobsti*, *E. o. (galloitalica) galloitalica*, *E. o. (galloitalica) lanzai*, *E. o. (galloitalica) capolongoi*, *E. o. hellenica*, *E. o. orbicularis*, *E. o. colchica*, „*E. o. cf. hellenica*“;

Innerhalb der EU kommen zur Zeit 8 Unterarten vor (nach FRITZ 2001): *E. o. hispanica*, *E. o. fritzjuergenobsti*, *E. o. (galloitalica) galloitalica*, *E. o. (galloitalica) lanzai*, *E. o. (galloitalica) capolongoi*, *E. o. hellenica*, *E. o. orbicularis*, „*E. o. cf. hellenica*“;

EU: Portugal, Spanien, Frankreich, Deutschland, Dänemark, Österreich, Italien, Griechenland;

Vorkommen in den biogeographischen Regionen: Kontinentale Region (Deutschland, Frankreich, Italien, Österreich), Alpine Region (Italien), Mediterrane Region (Portugal, Spanien, Frankreich, Italien, Griechenland);

Österreich: Grundsätzlich existieren Meldungen aus allen Bundesländern, geht man jedoch von potentiell autochthonen Vorkommen aus, engt sich die Verbreitung auf die Bundesländer Niederösterreich und Wien ein. Das Burgenland mit einem erst kürzlich beschriebenen neuen Vorkommen (bei Gattendorf an der Leitha) könnte ebenfalls autochthone Vorkommen aufweisen. Inwieweit ungarische Vorkommen mit Einzeltieren in die Bundesländer Burgenland und Steiermark ausstrahlen, wäre unbedingt zu klären (GEMEL 2001).

Die Fundpunkte in den anderen Bundesländern betreffen Einzelsichtungen, die auf Aussetzungen zurückgeführt werden (CABELA et al. 2001).

Es kann davon ausgegangen werden, dass in allen autochthonen Populationen Vermischungen mit ausgesetzten oder entwichenen Tieren stattgefunden haben. Eine Klärung des Sachverhaltes in den Donauauen ist durch die zurzeit laufende Untersuchung (*Verbreitung und genetische Variabilität der Europäischen Sumpfschildkröte in den Auegebieten Ostösterreichs*) von Mag. Maria Schindler zu erwarten.

Wien: In folgenden Gewässern in der Lobau konnten *Emys orbicularis* gesichtet werden: Panozzalacke (Fasangarten Arm), Groß-Enzersdorfer Arm, Eberschüttwasser, Gewässer nördlich vom Schwarzen Loch, Kühwörther Wasser, kleines Gewässer nordöstlich der Gänsehaufentraverse (RÖSSLER 2000); Meldungen von Lausgrundwasser, Ober Rohrwörth (RÖSSLER 2000);

In den Gewässern der oberen Lobau herrschen Schmuckschildkröten vor.

Niederösterreich: Die Tiere in den Auen der Donau (von Wien bis Hainburg) und der March leben in einem mehr oder weniger ursprünglichen, zusammenhängenden Auwaldgebiet, das an vergleichbare Gebiete im östlichen Ausland anschließt, in denen *Emys orbicularis* zweifellos autochthon vorkommt (NADLER 1976, OPATRYNY 1979, DÜRIGEN 1897). Trotz nachweislicher Aussetzungen und kontroversieller Beurteilung (EISELT 1961, HÄUPL & TIEDEMANN 1983a, CABELA 1985b) ist der Annahme, dass das Gebiet einen ursprünglichen Bestand beherbergt, wenig Stichhaltiges entgegenzustellen. Jedenfalls sprechen Subfossilfunde (GEMEL 2001) und regelmäßige Fortpflanzungsnachweise (RÖSSLER 1997, LUTSCHINGER 1989a) für ihre Plausibilität (GRILLITSCH & CABELA 2001).

Den vergleichsweise gut untersuchten Gebieten an der Donau mit größeren (Teil)Populationen stehen Einzelfunde an der March gegenüber. Eine erfolgreiche Fortpflanzung konnte in den Marchauen noch nicht nachgewiesen werden.

Mag. Maria Schindler konnte bei der Suche an der March im Frühjahr und Sommer 2003 keinen Nachweis von *Emys orbicularis* erbringen. Unter anderem wurde gemeinsam mit einem tschechischen Kollegen das über Jahrzehnte unberührte Gebiet zwischen Thaya und March in Tschechien abgesucht. Im *Soutok*, wie das Gebiet nördlich des Zusammenflusses von March und Thaya heißt, wurde in den 80-er Jahren ein Nachweis der Sumpfschildkröte erbracht, die Nachsuche über ca. zwei Wochen in den Monaten Mai, Juni und August 2003 war erfolglos. Ebenso sind die Ermittlungen in der Slowakei einzustufen. Die Nachsuche in den letzten Jahren erbrachte keinen Hinweis auf die Existenz einer Population (Auskunft M. Schindler).

Bei Hohenau versuchte sie der Meldung von *Emys orbicularis* (ZUNA-KRATKY 2000) nachzugehen. Trotz intensiver Suche sowie mit Hilfe ausgelegter Fallen konnte nur eine nicht heimische Schildkröte der Gattung *Mauremys sp.* gefangen werden, und das ausgerechnet in unmittelbarer Nähe jener Stelle, wo öfters die vermeintliche Sumpfschildkröte beobachtet wurde.

SCHEDL & KLEPSCH (2003) führten im April und Mai 2003 Erhebungen der Herpetofauna an der March bei Hohenau durch. Dabei wurde an mehreren Tagen immer wieder gut geeignete Gewässer auf die Europäische Sumpfschildkröte hin abgesucht – ohne Erfolg. Fischer berichteten von mehr oder weniger regelmäßigen Sichtungen von Schildkröten, den Beschreibungen nach dürfte es sich aber durchwegs um faunenfremde Exemplare handeln.

Burgenland: Erst kürzlich wurde das Vorkommen an der Leitha am Nordrand des Ortsgebietes Gattendorf bekannt. An drei nahe beisammen liegenden Altwässern der Leitha – Auen und im Fluß selbst wurden Schildkröten in mehreren Größenklassen festgestellt (TUNNER 2002). Prof. Tunner erzählte von regelmäßigen Sichtungen der Europäischen Sumpfschildkröte in den letzten drei Jahren. Älteren Einwohnern sowie den Fischern sind die Tiere seit jeher bekannt. Er geht davon aus, dass die Tiere dort auch erfolgreich reproduzieren (Auskunft Prof. Tunner).

Die Überstauung durch die Wehranlage wirkt sich auf die Schildkrötengewässer offensichtlich sehr positiv aus, denn die Stauhaltung verhindert, dass die Gewässer austrocknen und begünstigt die Bildung ausgedehnter Flachwasserzonen. Die an Bruchwälder erinnernde Erlenbestockung in den Flachwasserbereichen gibt den Gewässern ihr einzigartiges, charakteristisches Aussehen. Die weiter nördlich liegenden Altwässer dürften wegen ihrer temporären Wasserführung als ständiger Lebensraum für die Sumpfschildkröten nicht mehr geeignet sein. Südöstlich von Gattendorf durchfließt die Leitha zusammen mit der etwa 20 km langen Kleinen Leitha und einem aus der Prellenkirchner Flur entwässernden Wiesenbach ein bis zu sechs km breites, postglazial aufgeschüttetes Schwemmland.

Diese feuchte Flußniederung mit deutlichen Elementen von Au- und Wiesenlandschaften erstreckt sich etwa von der Verbindungs-Linie Gattendorf – Pama bis nach Ungarn ins Mündungsgebiet der Leitha in die Mosoni Duna (Kleine Donau, Wieselburger Donau). Laut TUNNER (2002) könnte das Gattendorfer Vorkommen mit ungarischen Populationen aus dem Bereich Mosoni Duna in Verbindung stehen.

Schindler suchte nach den beschriebenen Vorkommen an der Leitha bei Gattendorf. Im Zeitraum Juni bis August 2003 konnte an ca. 15 Untersuchungstagen außer zwei Rotwangenschmuckschildkröten kein Nachweis der Europäischen Sumpfschildkröte erbracht werden (Auskunft M. Schindler).

Bestand: Eine erste Bestandsschätzung erfolgte durch LUTSCHINGER (1989a), der für die Vorkommen in den Donau-Auen vom Wiener Stadtgebiet flußabwärts bis zur Staatsgrenze einschließlich der Marchauen einen Gesamtbestand von 201-239 Tieren angab.

RÖSSLER (1997, 1998) schätzte die Bestände im niederösterreichischen Teil der Donauauen auf ca. 300 Tiere. Die Schätzungen beziehen sich auf adulte und subadulte Tiere ab einem Alter von 1-2 Jahren, Schlüpflinge wurden nicht berücksichtigt (mündliche Auskunft).

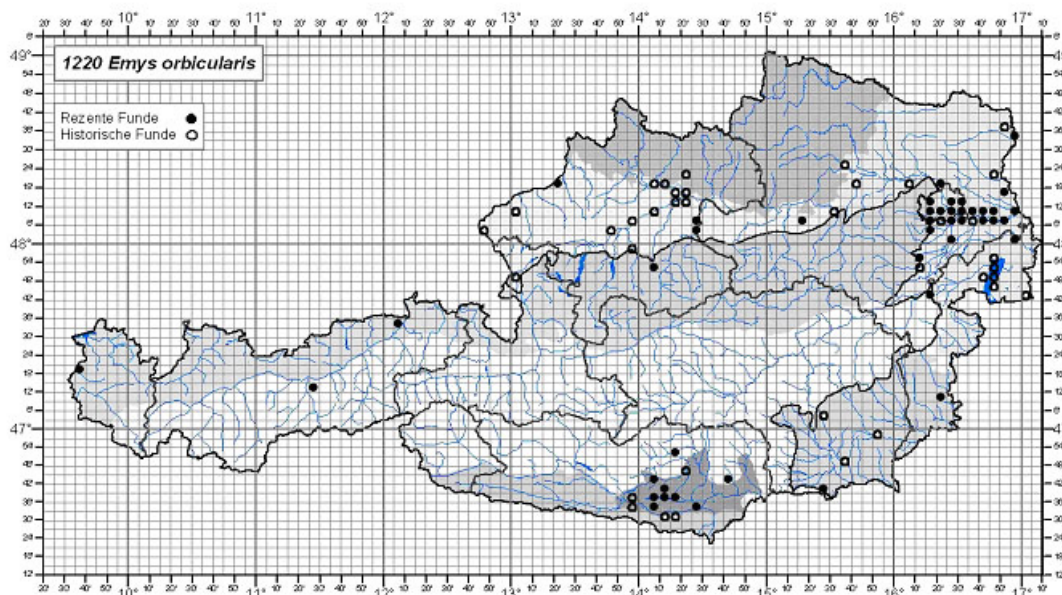
Der Wiener Teil soll nach RÖSSLER (2000) ca. 100 Tiere beherbergen.

Demnach kämen auf die Nationalparkfläche von 11500 Hektar 400 Sumpfschilkröten, rechnerisch also ein Tier auf 28,5 ha. Auch wenn die Schätzungen wahrscheinlich eher Minimalangaben darstellen, kann man keineswegs von hohen Dichten ausgehen.

Mag. Maria Schindler konnte im Jahr 2003 ca. 50, meist adulte Individuen fangen, darunter befanden sich 5-6 Wiederfänge (Auswertungen im Gange) jener ca. 70 Tiere (Markierung durch Einkerbung der Marginalschilder) und 17 Jungtiere (individuelle Zuordnung über detaillierte Fotos), die Mag. Maria Rössler bereits individuell erhoben hatte (mündliche Auskunft M. Schindler).

Rasterfrequenzen: In der Herpetofaunistischen Datenbank Österreichs (HFDÖ) liegen für die Europäische Sumpfschildkröte insgesamt 173 Fundmeldungen aus 121 Fundorten vor. 81 Fundmeldungen aus 57 Fundorten fallen auf den Zeitraum vor 1979, 92 Fundmeldungen aus 73 Fundorten auf den Zeitraum 1980 – 1996. Insgesamt sind dadurch 76 3 x 5 Minuten – bzw. 111 1 x 1 Minuten – Rasterfelder belegt.

Allerdings betreffen diese Zahlen das gesamte Bundesgebiet, d.h. auch Tiere, die garantiert nicht autochthon sind!



Stand März 2004

umweltbundesamt[®]

21.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung:

IUCN Red List: LR/nt (Lower Risk, Near Threatened)

Rote Liste Österreich: B.2 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)

Rote Liste Niederösterreich: 1 (CABELA et al., 1997)

Rote Liste Burgenland, Wien, Oberösterreich, Salzburg, Tirol, Steiermark: B.5 (TIEDEMANN & HÄUPL 1994)

Schutzstatus:

FFH-Richtlinie: Anhang II und Anhang IV

Berner Konvention: Anhang II

Naturschutzgesetze von Wien, Oberösterreich, Salzburg, Tirol, Vorarlberg, Steiermark: (voll) geschützt (RIENESL 2001),

Naturschutzgesetze von Niederösterreich, Burgenland und Kärnten (nicht namentlich geschützt aber vorkommend) (RIENESL 2001)

Entwicklungstendenzen: Aufgrund der unzähligen Aussetzungen und der erst relativ späten Erforschung möglicher autochthoner Restvorkommen lassen sich dazu keine Angaben machen.

Gefährdungsursachen: Aussetzen nicht autochthoner Europäischer Sumpfschildkröten: Bei der Vermischung mit heimischen Tieren könnten überlebenswichtige spezifische Anpassungen im Fortpflanzungszyklus verlorengehen, wie eine enge jahreszeitliche Bindung der Eiablageperiode an lokalklimatische Bedingungen und das Überwintern der Jungtiere in den Gelegehöhlen (SCHNEEWEISS 1997).

Veränderungen der natürlichen Hydrodynamik von Flußauen, Verlust von Nebengewässern

Zerstörung bzw. Entwertung von Stillgewässern

Zerschneidung und Isolierung der Teil-Lebensräume durch unüberwindbare Barrieren

Reusenfischerei

Starker künstlicher Fischbesatz

Starke Störung an den Aufenthaltsgewässern und an den Eiablageplätzen

Betritt der Eiablageplätze

Verlust der Eiablageplätze durch Bebauung, Beschattung, Isolation

Entnahme von Tieren aus der Natur

Tod durch Straßenverkehr

Verdrängung durch exotische Schmuckschildkröten

Artenschutzmaßnahmen: Sowohl Bestandsstützungen als auch etwaige Wiederansiedlungen erscheinen nur unter entsprechender Absicherung der Autochthonie der Population verantwortbar. Erst die Möglichkeit des molekularbiologischen Herkunftsnachweises (LENK 1997; LENK et al. 1998) ermöglicht eine exakte Bestimmung des Status der gefangenen Tiere. Damit können alle Fundtiere geographischen Herkunftspopulationen zugeordnet und Aussagen über Autochthonie und Allochthonie getroffen werden. Anhand des mitochondrialen Cytochrom b – Gens lassen sich genetisch-geografische Differenzierungen der Art in 7 Hauptgruppen und insgesamt 20 „Haplotypen“ (weibliche Linie) vornehmen.

Bestandsstützungen: Bisher wurden und werden an österreichischen Populationen in Niederösterreich und Wien Hilfestellungen in Form des Schutzes der Nester gesetzt. Dabei kamen verschiedene Abdeckungen zum Einsatz, um die Nester vor Räubern zu schützen (RÖSSLER 1997; 2000e; 2001; mündliche Mitteilung M. SCHINDLER).

Weitere Bestandsstützungen wären das Aussetzen etwas größerer Jungtiere, die gesichert dem autochthonen Haplotyp entsprechen. Nur die in ihrem Verhalten an das mitteleuropäische Klima angepassten Schildkröten des Haplotyps II a gewähren einen Reproduktionserfolg im Freiland.

Bisherige Öffentlichkeitsarbeit und Aufklärung der Bevölkerung:

Ausstellung über die Europäische Sumpfschildkröte im OÖ Landesmuseum in Linz mit begleitendem Sonderband „Die Europäische Sumpfschildkröte“ im Jahr 2000

Übernahme der Ausstellung durch das NÖ Landesmuseum, Ausstellung in Orth an der Donau im Jahr 2001 und 2002

Errichtung des Schildkrötenzentrums in Orth an der Donau durch die Adaptierung der Fischteichanlage an der Heustadelwiese. Neben Habitatverbesserungsmaßnahmen (Einbringen von Baumstämmen als Sonnplätze, Errichtung von Böschungen und einer Nistplatzinsel, Zaun um das Gelände wurde für Schildkröten durchgängig gemacht, Auflichtung eines Föhrenbestandes) wurden zwei Beobachtungsstände errichtet, von denen aus die Sumpfschildkröten ungestört beobachtet werden können (RÖSSLER 2001; 2002).

Weitere Artenschutzmaßnahmen:

Anlage von Eiablageplätzen und gut besonnten, störungsfreien Plätzen

Wegfang nicht autochthoner Unterarten der Europäischen Sumpfschildkröte

Wegfang exotischer Wasserschildkröten

Pflege- und Managementmaßnahmen: Schonende Pflege der Eiablageplätze (Mahd zwischen 20. Juli und 20. August, Freihalten von beschattenden Gehölzen)

Ausbaggern von Gewässern, ev. Einbringen von Baumstämmen (Sonnplätze), Partielles Auslichten von Uferstrukturen, Aufwertung von Gewässern hinsichtlich Habitatverbund

Besucherlenkung (Beruhigung stark gestörter Bereiche, Verhindern des Betrittes von Eiablageplätzen)

21.1.8 Verantwortung

Nach den Kriterien für die Bewertung der Verantwortlichkeit von STEINICKE et al. (2002) kommt den Österreichischen Beständen aufgrund des kleinen Arealanteils keine besondere Verantwortlichkeit zu.

21.1.9 Kartierung

Durch die relativ große Fluchtdistanz der Schildkröten sind die Lebensräume mit Fernglas bzw. Spektiv abzusuchen. SCHWAMMER (1989a) konnte 80 % der Tiere bei seiner Untersuchung in der Lobau vom Kanu aus erheben. Die meisten Individuen wurden sonnend auf Treibholz gesichtet. In einem Drittel der Beobachtungen fanden sich die Tiere treibend an der Wasseroberfläche, mit hochgestrecktem Kopf und leicht aus dem Wasser ragendem Rückenpanzer. Inmitten von Wasserpflanzen hervorragend getarnt, schienen sich die Tiere sehr sicher zu fühlen. Die Tiere konnten vom Boot aus sehr geringer Distanz beobachtet werden. Bei Individuen, die sich auf Ästen sonnten, war die Fluchtdistanz deutlich größer.

Für Untersuchungen – insbesondere um die Autochthonie zu überprüfen – müssen die Tiere gefangen werden. Reusenfallen mit Ködern haben sich dabei als günstig erwiesen (RÖSSLER 1998; mündliche Mitteilung M. SCHINDLER). Für weitere Untersuchungen werden die Tiere mit Lack am Rückenpanzer (hält ca. vier Monate), bzw. durch Einkerbungen der Marginalschilder (bleibt über viele Jahre erhalten) markiert. Eine individuelle Erfassung erfolgt zusätzlich mittels Fotografie.

Zur Untersuchung von Aktivitätsarealen sowie der Vernetzung von Teilpopulationen lässt sich die Telemetrie anwenden. Die Sender werden am Panzerrand befestigt (SCHWAMMER 1989a).

Bei der Altersbestimmung juveniler und subadulter Tiere werden die Ruhe- bzw. Jahresringe der Plastronschilder gezählt. Bei älteren Individuen ist nur noch eine grobe Einstufung in Altersklassen nach verschiedenen makroskopischen Merkmalen möglich.

21.1.10 Wissenslücken

- Autochthoniegrad der heimischen Populationen in Niederösterreich und Wien
- Populationsgrößen und Populationsstruktur
- Verbreitung der Art in den Marchauen (nur wenige Einzelfunde)
- Population bei Gattendorf an der Leitha (Burgenland): Verbreitung, Größe und Autochthoniegrad
- Verbreitung der Art in den Donauauen des Tullnerfeldes (unbestätigte Einzelmeldungen aus der Klosterneuburger Au und der Stockerauer Au)
- Verbreitung der Art im Einzugsbereich der Flüsse Lafnitz, Raab, Pinka (unbestätigte Meldungen, Nähe zu ungarischen Vorkommen)
- Ausbreitung der Art in den Donauauen
- Austausch zwischen den verschiedenen Populationszentren

21.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- AREMIP [Action Recherche Environnement Midi-Pyrenees] (1998): La Cistude d'Europe (*Emys orbicularis* L.) dans l'Armagnac (Gers). Annees 1997-1998. Toulouse (Agence de l'Eau Adour Garonne). Unveröff. Studie
- FRITZ, U. (1996): Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). 5b. Intraspezifische Hierarchie und Zoogeographie. Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierkd., 49: 31-71 Dresden.
- FRITZ, U. & R. GÜNTHER (1996): Europäische Sumpfschildkröte – *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758). In GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- FRITZ, U. (1998): Introduction to zoogeography and subspecific differentiation in *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). In: FRITZ, U.; JOGER, U.; PODLOUCKY, R. & SERVAN, J. (Hrsg.): Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96. Mertensiella, 10: 1-27.
- FRITZ, U. (2001): *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) – Europäische Sumpfschildkröte. In: FRITZ, U. (Hrsg.): Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3/IIIA: Schildkröten (Testudines) I: 343-515. AULA-Verlag, Wiebelsheim:
- LENK, P.; FRITZ, U.; JOGER, U. & WINK, M. (1999): Mitochondrial phylogeography of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758), Mol. Ecol., 8: 1911-1922.
- MIKÁTOVÁ, B.; VLAŠÍN, M. & ZAVADIL, V. (Hrsg.) (2001): Atlas rozšíření plazů v České republice. Atlas of the distribution of reptiles in the Czech Republic. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky: 178-185, Brno, Praha.
- OPATRNÝ, E. (1979): Beitrag zur Erkenntnis der Verbreitung der Reptilienfauna in der Tschechoslowakei. Acta Universitatis Palackianae Olomucensis, Olomouc, 63: 243-255.
- PAEPKE, H.-J. (1977): Zur gegenwärtigen Verbreitung der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis* L.) in den brandenburgischen Bezirken Potsdam, Frankfurt/Oder, Cottbus und in Berlin. Mitt. Zool. Mus., 53: 173-185, Berlin.
- PIEAU, C. & DORIZZI, M. (1981): Determination of Temperature Sensitive Stages for Sexual Differentiation of the Gonads in Embryos of the Turtle *Emys o.* Journal of Morphol. 170: 373-382.
- PIEAU, C. (1982): Modalities of the Action of Temperature on Sexual Differentiation in Field-Developing Embryos of the European Pond Turtle *Emys o.* Journal of Experiment. Zool. 220, 353-360.

- SCHNEEWEISS, N. (1997): Fang, Handel und Aussetzung – historische und aktuelle Aspekte des Rückgangs der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis* LINNAEUS, 1758) in Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 3: 76-81.
- STEINICKE, H.; HENLE, K. & GRUTTKE, H. (2002): Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten. Bundesamt für Naturschutz. Bonn – Bad Godsberg.
- WERMUTH, H. (1952): Die Europäische Sumpfschildkröte. Die Neue Brehm Bücherei Nr. 1. Geest & Portig, Leipzig.
- Mit speziellem Österreich-Bezug:**
- CABELA, A., GRILLITSCH, H. & F. TIEDEMANN (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Lurche und Kriechtiere (Amphibia; Reptilia). Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hrsg.), Wien.
- CABELA, A.; PLUTZAR, C.; SCHEDL, H. & RÖSSLER, M. (2001): Flächenscharfe Erhebung, Bewertung und GIS-Implementierung der Habitate von Anhang II Tierarten der Richtlinie 92/43/EWG in den pSCIs Niederösterreichs (Herpetologie). Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung.
- GEMEL, R. (2001): Zum Vorkommen der Europäischen Sumpfschildkröte. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H.; TIEDEMANN, F. (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien, 716-736.
- GRILLITSCH, H. & A. CABELA (2001): *Emys orbicularis*–Europäische Sumpfschildkröte. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H.; TIEDEMANN, F. (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien, 443-455.
- LUTSCHINGER, G. (1989a): Zur Fortpflanzung von *Emys orbicularis* (LINNEAUS, 1758) in den Donau-Auen bei Wien (Österreich). *Herpetozoa* 1(3/4): 143-146, Wien.
- LUTSCHINGER, G. (1989b): Verbreitung von *Emys orbicularis* in den Donau- und Marchauen, Wien. Unveröffentlichtes Manuskript.
- NADLER, B. (1976): Zur Biologie und Ökologie der *Emys orbicularis* (LINNAEUS 1758).-Dissertation Universität Wien, unveröffentlicht.
- RIENESL, J. (2001): Die rechtlichen Grundlagen des Schutzes der Herpetofauna. In: CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F.: Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Wien (Umweltbundesamt).
- RÖSSLER, M. (1996): Auswertung der Lege- bzw. Grabplätze von *Emys orbicularis* am Hochwasserschutzdamm in Eckartsau. Unveröffentlicht.
- RÖSSLER, M. (1997): Populationsökologie und Habitatansprüche der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) im Nationalpark Donau-Auen. Grundlage für Schutzmaßnahmen. Jahresbericht 1997 des Schildkrötenprojekts 1997 u. 1998. Wien (unveröffentlichte Studie im Auftrag der Nationalpark Donau-Auen GmbH, Orth/Donau).
- RÖSSLER, M. (1998): Populationsökologie und Habitatansprüche der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) im Nationalpark Donau-Auen. Grundlage für Schutzmaßnahmen. Jahresbericht 1998 des Schildkrötenprojekts. Wien (unveröffentlichte Studie im Auftrag der Nationalpark Donau-Auen GmbH, Orth/Donau).
- RÖSSLER, M. (1999a): Populationsökologische Untersuchung von *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758) in den österreichischen Donau-Auen (Reptilia: Testudines: Emydidae). *Faunistische Abhandlungen. Staatliches Museum für Tierkunde Dresden*: 21(20): 283-304.
- RÖSSLER, M. (1999b): Artenschutz, Information und Erlebnismöglichkeiten von Wildtieren für Nationalparkbesucher: Der Versuch einer Synthese am Beispiel der Europäischen Sumpfschildkröte. Jahresbericht 1999 für die Nationalpark-Donau-Auen GmbH. Unveröffentlicht.

- RÖSSLER, M. (2000a): Die Fortpflanzung der Europäischen Sumpfschildkröten *Emys orbicularis* (L.) im Nationalpark Donau-Auen (Niederösterreich). In: HÖDL, W. & RÖSSLER, M. (wiss. Red.): Die Europäische Sumpfschildkröte. Stapfia, Linz, 69; zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums Neue Folge, 149: 145-156.
- RÖSSLER, M. (2000b): Der Lebensraum der Europäischen Sumpfschildkröte *Emys orbicularis* (L.) in den niederösterreichischen Donau-Auen (Reptilia: Testudines: Emydidae). In: HÖDL, W. & RÖSSLER, M. (wiss. Red.): Die Europäische Sumpfschildkröte. Stapfia, Linz, 69; zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums Neue Folge, 149: 157-168.
- RÖSSLER, M. (2000c): Aktuelle Situation, Gefährdung und Schutz der Europäischen Sumpfschildkröte *Emys orbicularis* (L.) in Österreich. In: HÖDL, W. & RÖSSLER, M. (wiss. Red.): Die Europäische Sumpfschildkröte. Stapfia, Linz, 69; zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums Neue Folge, 149: 169-178.
- RÖSSLER, M. (2000d): The ecology and reproduction of an *Emys orbicularis* population in Austria. – Proceedings of the 2nd International Symposium on *Emys orbicularis*. Chelonii vol.2: 69-72.
- RÖSSLER, M. (2000e): Erster Überblick über die Population der Europäischen Sumpfschildkröten (*Emys orbicularis*) im Wiener Teil des Nationalparks Donau-Auen, Bereich Lobau. – Jahresbericht 2000 für die Forstverwaltung Lobau. Unveröff.
- RÖSSLER, M. (2001): Planung, Durchführung und Evaluierung der Arbeiten am Schildkrötenzentrum in Orth an der Donau. Jahresbericht 2001 für die Nationalpark Donau-Auen GmbH. Unveröff.
- RÖSSLER, M. (2002): Schutzmaßnahmen im Schildkrötenzentrum von Orth an der Donau und Vorschläge für die Bauarbeiten am Mühlendumpf in Orth an der Donau zur Verbesserung der Bedingungen für die Europäischen Sumpfschildkröten. Jahresbericht 2002 für die Nationalpark Donau-Auen GmbH. Unveröff.
- RÖSSLER, M. (2003): Die Europäische Sumpfschildkröte im Nationalpark Donau-Auen-populations- und reproduktionsbiologische Untersuchungen als Grundlage für lokale Schutzmaßnahmen. Diplomarbeit, Institut für Zoologie der Universität Wien. Unveröff.
- SCHEDL, H. & KLEPSCH, R. (2003): Errichtung und Betrieb der Brückenverbindung Hohenau – Moravsky Sväty Jan. Fachbereich Amphibien und Reptilien. Unveröff. Bericht im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung.
- SCHWAMMER, H. (1987): Untersuchung des Bestandes der europäischen Sumpfschildkröte im Naturschutzgebiet der Lobau. Erster Zwischenbericht im Auftrag der MA 22 – Umweltschutz, Wien.
- SCHWAMMER, H. (1988): Untersuchung des Bestandes der europäischen Sumpfschildkröte im Naturschutzgebiet der Lobau. Zweiter Zwischenbericht im Auftrag der MA 22 – Umweltschutz, Wien.
- SCHWAMMER, H. (1989a): Untersuchung des Bestandes der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) im Naturschutzgebiet Lobau. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der MA 22-Gemeinde Wien.
- SCHWAMMER, H.M. (1989b): Telemetrische Untersuchungen an der Europäischen Sumpfschildkröte – *Emys orbicularis* (LINNAEUS) – im Naturschutzgebiet Lobau. Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft, 82: 290-291.
- TIEDEMANN, F. & HÄUPL, M. (1994): Rote Liste der Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere Österreichs. Grüne Reihe Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Bd. 2, Graz: 67-74.
- TUNNER, H. (2002): Eine autochthone Population der Europäischen Sumpfschildkröte *Emys orbicularis* (L.) an der Leitha (Österreich, Burgenland). Sitzungsberichte Abt. I, 000: 3-9. Österreichische Akademie der Wissenschaften.

Datenbanken

Herpetofaunistische Datenbank an der Herpetologischen Abteilung des Naturhistorischen Museums Wien (Dr. Antonia Cabela)

Kontaktpersonen – Österreich

Mag. Maria Schindler (Institut für Zoologie, Althanstraße 14, 1090 Wien)

Richard Gemel (Naturhistorisches Museum Wien, Herpetologie)

Dr. Harald Schwammer (Tiergarten Schönbrunn)

Kontaktpersonen – Ausland

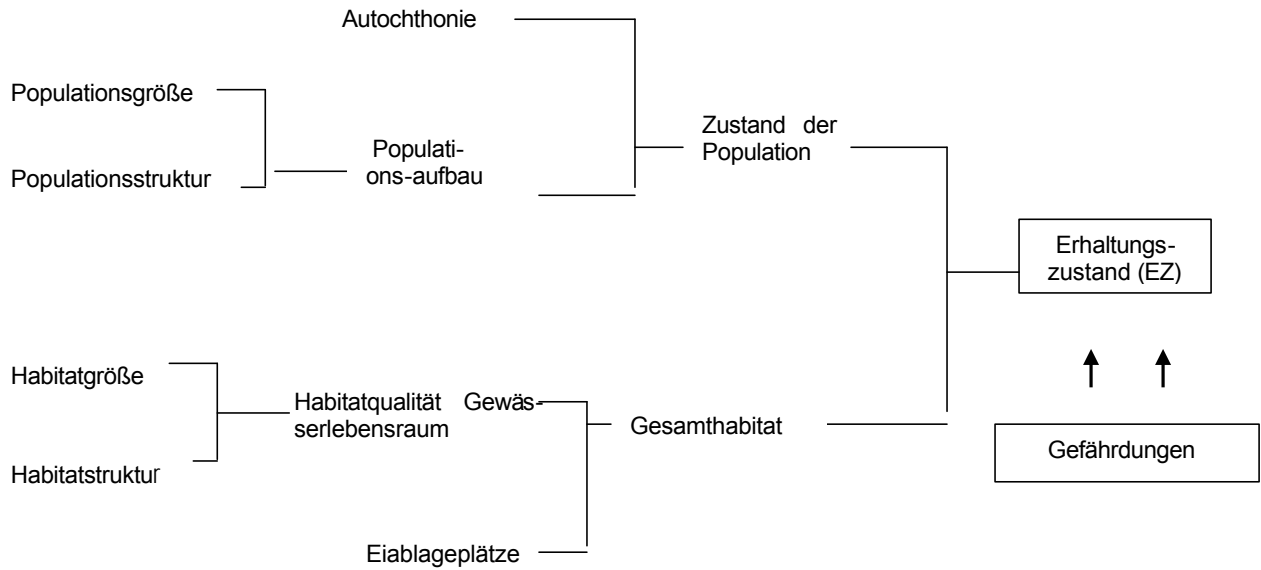
Dr. Uwe Fritz (Staatliches Museum für Tierkunde, A.-B.-Meyer-Bau, Königsbrücker Landstraße 159, D-01109 Dresden)

21.2 Indikatoren**21.2.1 Indikatoren für die Population auf Ebene der Einzelfläche bzw. auf Gebiets-ebene**

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitatgröße	große zusammenhängende Gewässersysteme (Altarme, Weiher, Tümpel) in Flußauen	mittelgroße Gewässersysteme <i>oder</i> Systeme durch dazwischenliegende suboptimale Ausprägung gekennzeichnet (geringerer Vernetzungsgrad, Abstand zwischen den Aufenthaltsgewässern z. T. > 1000 m)	Einzelgewässer mittlerer bis kleiner Größe <i>oder</i> Kanal
Habitatstruktur	reichlich Totholz (Sonn- und Ruheplätze) im Wasser, gut besonnt <i>und/oder</i> gut besonnte, gering bewachsene Uferböschungen; Flachwasserzonen mit üppiger submerser und Schwimmblattvegetation (für Juvenes); bei Gewässernetzen muß nicht jedes Gewässer alle Kriterien erfüllen, Gesamtzustand bzw. regelmäßige Verteilung der Strukturen ist ausschlaggebend	mittlere Ausprägung <i>oder</i> Strukturen nur abschnittsweise gegeben	kaum Strukturen im Wasser bzw. am Ufer <i>und/oder</i> großteils stark beschattet; Mangel an entsprechenden Flachwasserzonen für Juvenes
Eiablageplätze	zahlreiche, sehr gut besonnte, geschützte Eiablageplätze in nicht allzu großer Entfernung von den Aufenthaltsgewässern (< 500 m);	geringere Verfügbarkeit <i>und/oder</i> teilweise ungünstigere Sonnenexposition <i>und/oder</i>	Eiablageplätze weit von Aufenthaltsgewässern bzw. für Jungtiere geeigneten Gewässern entfernt (> 1000 m)

	gute Eingebundenheit (Gewässer-Landlebensraumkomplex); Material gut grabbar; hochwasser-sicher	auf einen bestimmten Ab-schnitt reduziert und/oder z. T. gestörte Bereiche und/oder teilwei-se Beschattung	und/oder durch starke Barrieren (Straßen) ge-trennt und/oder starker Druck durch Nesträuber und/oder starke Störung an den Ablagestellen (Betritt) und/oder stärkere Be-schattung
Gefährdungsindikatoren			
Zerschneidung des Lebensraumes (Trennung der Gewässerhabitate)	keine	geringfügig; forst- oder landwirtschaftliche Wege und/oder abschnittsweise lockere Verbauung (z. B. Kleingartensiedlung)	Lebensraum wird von ei-ner oder mehreren stärker frequentierten Straße(n) durchschnitten und/oder Zerschneidung durch stark verbautes Siedlungsgebiet
Störung an den Gewässerlebensräumen durch Erholungssuchende, Sporttreibende (Wege führen nah an Gewässerhabitate heran), Fischerei	keine oder nur periphere Störung	Störung einzelner besie-delter Abschnitte	starke Störung
Künstlicher Fischbesatz	keiner	mäßiger Besatz	starker Fischbesatz
Exotische Schildkröten	keine oder nur Einzelex-emplare	mehrere	exotische Arten überwie-gen
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	> 500 Tiere (Adulti und Subadulti, mehr als die Hälfte adult)	100-500 Tiere (Adulti und Subadulti; mehr als die Hälfte adult)	<100 Tiere (Adulti und Su-badulti; mehr als die Hälfte adult)
Populationsstruktur/ Re-produktion	alle Altersklassen (adult, subadult, juvenil), regel-mäßig erfolgreiche Re-produktion	alle Altersklassen (adult, subadult, juvenil), mäßig erfolgreiche Reproduktion	überwiegend alte Tiere, unregelmäßige Reproduktion mit seltenem Erfolg
Autochthonie (Anteil au-tochthoner Tiere)	>95%	80-95%	50-79%

21.3 Bewertungsanleitung



Populationsaufbau

		Populationsgröße		
		A	B	C
Populationsstruktur	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Zustand der Population, Grad der Autochthonie

		Population		
		A	B	C
Autochthonie	A	A	B	C
	B	B	C	C
	C	C	C	C

Habitat (Gewässerlebensraum)

		Größe des Gewässerlebensraumes		
		A	B	C
Gewässerstrukturierung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Gesamthabitat (unter Berücksichtigung der Eiablageplätze)

		Gewässerlebensraum		
Eiablageplätze		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Zustand der Population		
Habitatqualität		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	C	C	C

Gefährdungsursachen

Jeder der aufgelisteten Gefährdungsindikatoren vermag die Endbewertung bei ungünstiger Ausprägung dementsprechend herabzusetzen.

NEUNAUGEN UND FISCHE

Bearbeiter: Dr. Gerald Zauner & Mag. Clemens Ratschan (eberstaller zauner büros)

22 1096 LAMPETRA PLANERI (BLOCH, 1784)

22.1 Schutzobjektsteckbrief

22.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Bachneunauge

Synonymie: *Petromyzon branchialis* Linnaeus, 1758; *Petromyzon planeri* Bloch, 1784; *Petromyzon septoecil* La Cepède, 1802; *Petromyzon niger* La Cepède, 1802; *Petromyzon plumbeus* Shaw, 1804; *Petromyzon bicolor* Shaw, 1804; *Petromyzon caecus* Couch, 1832; *Petromyzon anomalum* De la Pylaie, 1835; *Petromyzon fluviatilis forma minor* Smitt, 1895; *Petromyzon fluviatilis forma larvalis* Smitt, 1895

22.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Agnatha, Petromyzontiformes, Petromyzontidae

Merkmale: Aalförmiger Körper bis 12 bis 16 (max. 19) cm Länge; größter Durchmesser am Vorderende; kieferloses Saugmaul; Mundscheibe mit artspezifischer Bezahnung: Keine äußeren seitliche Lippenzähne (exolaterale Zähne); 7 Paar Kiemenöffnungen hinter dem Auge; schuppenlose, schleimige Haut; strahlenloser Flossensaum; Färbung dunkel, Bauchseite silbrigweiß.

Die Unterscheidung von *Lampetra planeri* von *Eudontomyzon mariae* und anderen Arten der Gattung *Eudontomyzon* (nicht für Ö nachgewiesen!) ist schwierig und erfolgt aufgrund von Merkmalen der Mundscheibe und z. T. der sogenannten Velartentakel. Zunehmend werden auch biochemische (Enzym-Elektrophorese) und molekulargenetische Methoden zur taxonomischen Differenzierung verwendet. Auch die Möglichkeit der Ausbildung von Hybriden zwischen *Lampetra planeri* und *Eudontomyzon sp.* ist in Diskussion (HOLCÍK, 1995)

22.1.3 Biologie

Die Neunaugen erreichen ab dem 3. Lebensjahr die Geschlechtsreife (HARDISTY, 1986), in bayrischen Gewässern tritt diese in einem Alter von 5. bis 7. Jahren ein (BOHL & STROHMEIER, 1992; SALEWSKI, 1991). Als höchstes erreichtes Alter werden 8 Jahre angenommen (WATERSTRAAT, 1989). Bei der Umwandlung zum Adulttier im Spätsommer bis Herbst entwickeln sich Augen und die bezahnte Mundscheibe und der Verdauungstrakt wird völlig zurückgebildet (die Ernährung wird nach der Metamorphose eingestellt). Die Weibchen sind vor der Laichzeit mit Eiern prall gefüllt. Als Eizahl wird 500 bis 2000 pro Weibchen angegeben (BOHL & STROHMEIER, 1992; MAITLAND, 1980). Die Männchen entwickeln eine wenige Millimeter lange Geschlechtspapille. Zum Ausgleich der Abdrift der Larven und Aufsuchen geeigneter Laichplätze vollziehen die Bachneunaugen kurze, stromauf gerichtete Laichmigrationen (MALMQUIST, 1980b). Das Ablachen erfolgt, abhängig von der Wassertemperatur, in der Regel zwischen April und Juni. Für das Laichsubstrat wird eine Korngröße von 0,2 bis 20 mm angegeben (WATERSTRAAT, 1989). Beide Geschlechter heben durch Transport von Material durch Ansaugen von Kieseln von 10 bis 20 mm Durchmesser eine Laichgrube mit etwa 15 bis 20 cm Durchmesser und 5 cm Tiefe aus (BOHL & STROHMEIER, 1992). Der Laichvorgang erfolgt in Gruppen, wobei das Weibchen vom Männchen umschlungen wird und die Geschlechtsprodukte portionsweise synchron abgegeben werden. Während des Laichvorgangs zeigen Neunaugen keinen Fluchtreflex und sind dadurch besonders durch Prädatoren wie Forellen, Hecht, Aalrutte oder Huchen gefährdet. Die Elterntiere sterben wenige Tage nach dem Ablachen.

Die Larven schlüpfen nach wenigen Wochen (etwa 232 bis 321 Tagesgrade) bei einer Länge von knapp über 3 mm und wechseln vom kiesigen Laichsubstrat in sandige Bereiche (BOHL & STROHMEIER, 1992). Sie ernähren sich durch Filtrieren, wobei Kieselalgen, Protozoen und Detritus als Nahrung angegeben werden (MAITLAND, 1980).

22.1.4 Autökologie

Lampetra planeri besiedelt vor allem meta- bis hyporhithrale Gewässer. Essentiell für die Besiedlung von Gewässern mit Bachneunaugen ist die Ausstattung mit geeigneten Habitaten für die verschiedenen Lebensstadien und Jahreszeiten. Nur in morphologisch reich strukturierten Gewässern bilden sich heterogene Tiefen- und Strömungsmuster, die aufgrund der wechselnden Schleppkraft unterschiedliche Sedimentfraktionen in kleinräumiger und wechselnder Verteilung ablegen. Als Laichsubstrat werden kiesige Fraktionen mit etwa 1 cm Korngröße bevorzugt. Im Gegensatz dazu werden als Wohnsubstrat der Querder und Adulten sandige Fraktionen angegeben. Die Adulten sitzen überwiegend in Tiefen von 10 bis 30 cm, im Winter deutlich tiefer (BOHL, 1995).

Bezüglich der Lebensraumsprüche der Art *L. planeri* speziell in Österreich liegen keine Informationen vor.

22.1.5 Populationsökologie

Für das Bachneunauge wird eine Fekundität von 520 bis 2000 (HARDISTY, 1964; BOHL & STROHMEIER, 1992) angegeben. Das Geschlechterverhältnis Männchen zu Weibchen in den Laichgruppen liegt bei etwa 2 : 1 (SALEWSKI, 1991). Eine hohe Mortalität wird vor allem für frühe Stadien angenommen, wie durch geringen Ei - Schlüpfertag (BOHL & STROHMEIER, 1992) und hohe Verluste während der larvalen Phase. Kritische Periode dürften auch der Wechsel der Larven von den Laichgruben zu den sandigen Wohnstätten sowie die Metamorphose sein (MAITLAND, 1980). Aufgrund der Längenverteilung der Querder konnte WATERSTRAAT (1989) eine jährliche Mortalität von 30 – 40 % nach dem ersten Lebensjahr schätzen. Durch wechselnden Einfluss physikalischer Faktoren wurden stark schwankende Jahrgänge beobachtet (HARDISTY, 1961). Wiederholt wird auch auf eine hohe Mortalität durch Prädation während des auffälligen Laichaktes der Bachneunaugen hingewiesen (z.B. BOHL & STROHMEIER, 1992).

Informationen über Dichten und Bestandsgrößen von Neunaugenpopulationen sind aufgrund methodischer Schwierigkeiten bei der Erfassung selten. SALEWSKI (1991) gibt für einen Niederungsbach eine geschätzte Populationsgröße von ca. 9300 Querdern und 500 Adulten an.

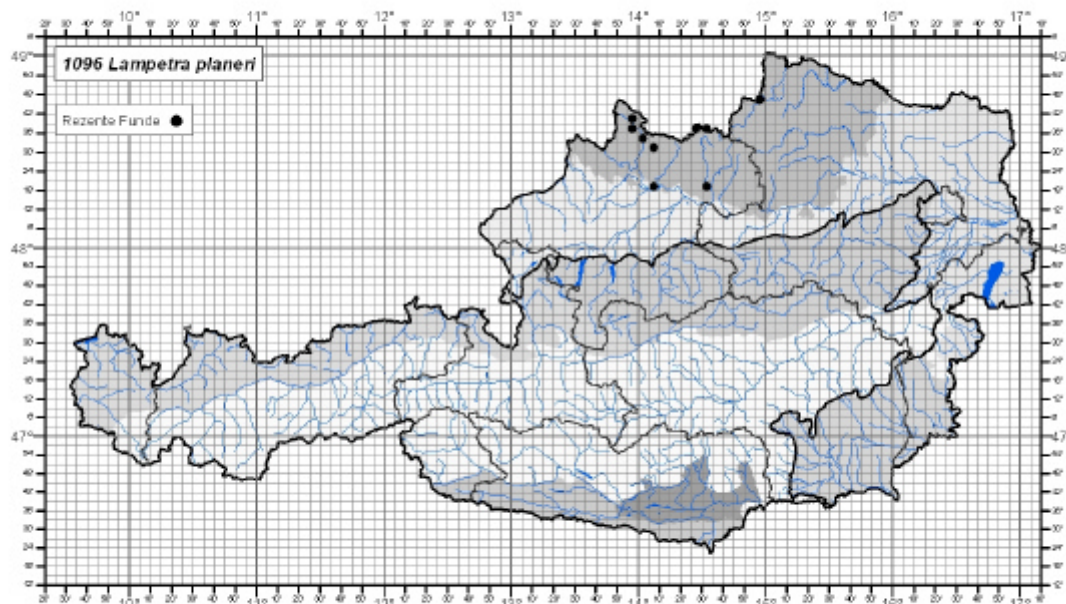
22.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Verbreitung des Bachneunauges ist auf Europa beschränkt, wobei der Schwerpunkt in Nord- und Westeuropa liegt. Im Osten endet das Verbreitungsgebiet in den Wolga-Oberläufen (LELEK, 1987).

EU: Die Hauptverbreitung liegt im Einzugsgebiet der Nord- und Ostsee. Die Britischen Inseln sind mit Ausnahme Schottlands besiedelt, im Süden der EU Frankreich, Italien und wahrscheinlich Spanien und Portugal. Vereinzelt besiedelt *L. planeri* auch Oberläufe im nördlichen Einzugsgebiet der Donau. Diese Verbreitungsgebiete liegen in der Borealen, Kontinentalen, Atlantischen und Mediterranen Bioregion.

Verbreitung in Österreich: Aufgrund der taxonomischen Probleme ist die Verbreitung in Österreich unklar. Eine Vielzahl der Neunaugennachweise aus den nördlichen Zubringern der Donau lässt keine detaillierte taxonomische Bestimmung zu. Aufgrund der generellen zoogeographischen Verbreitung werden die Belege aus der Lainsitz (SCHLOTT & SCHLOTT-IDL, 1991) und Gewässern im Mühlviertel der Art *L. planeri* zugeordnet. Allerdings gibt es Hinweise

auf ein sympatrisches Vorkommen mit *Eudontomyzon mariae* aus der oberen und mittleren Donau (KAPPUS, HOLCÍK & SALEWSKI 1995; BARANESCU, 1995; HOLCÍK, 1995).



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

22.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: lower risk

Österreich: Gefährdungskategorie 5 „Gefährdungsgrad nicht genau bekannt“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Aufgrund der bis heute wirkenden Gefährdungsfaktoren und der starken Isolierung der Populationen hält der negative Trend bei der Entwicklung der Neunaugenbestände in Österreich weiter an.

Gefährdungsursachen: Als wesentlichste Gefährdungsursache für das Bachneunauge ist sicherlich der Gewässerverbau anzusehen, der die hohen Ansprüche dieser Art an die Substratverhältnisse im Gewässer untergräbt. Auch Querverbauungen, die Laichmigrationen unterbinden und Wiederbesiedlung von Gewässerabschnitten verhindern, können sich auf Neunaugenbestände fatal auswirken. Schließlich können sich durch organische Gewässerverschmutzungen die Sauerstoffverhältnisse im Sediment derart verschlechtern, dass sie für Querder nicht mehr besiedelbar sind.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen

Grundsätzlich sollen Maßnahmen unterbleiben, die Einfluß auf den Sediment-Haushalt (insbesondere Feinsedimente) in Neunaugengewässern haben können. Aktivitäten wie Stauraumspülungen, Schwallbetrieb und wasserbauliche Maßnahmen wie Gewässer-Instandhaltungen können katastrophale Auswirkungen auf die Populationen haben. Eine Bestandsstützung durch künstliche Reproduktion ist aufgrund des langen und komplizierten Lebenszyklus und fehlender Erfahrung kaum durchführbar.

22.1.8 Verantwortung

Aufgrund des großen Anteils anderer EU 15-Staaten am Verbreitungsgebiet dieser Art kommt den österreichischen Beständen im europäischen Kontext nur eine geringe Bedeutung zu.

22.1.9 Kartierung

Die Erhebung von Neunaugen wird grundsätzlich mit Elektrofischerei durchgeführt, obwohl auch ein gezieltes Ausgraben der Tiere aus dem Sediment möglich ist. Um die genaue Artbestimmung zu gewährleisten, sollten bei Neunaugenfunden Belegexemplare (zwecks genetischer Analysen) an Spezialisten weitergeleitet werden

22.1.10 Wissenslücken

Detaillierte Informationen über Taxonomie, Verbreitung, Biologie und Bestand der Neunaugen in Österreich sind rar und beschränken sich im Wesentlichen auf die Art *Eudontomyzon mariae* in Kärnten. Es besteht großer Bedarf nach wissenschaftlichen Untersuchungen von *Lampetra planeri*, vor allem im potenziell natürlichen Verbreitungsgebiet im nördlichen Ober- und Niederösterreich.

22.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- BARANESCU, P. M. (1995): Biogeographie der oberen Donau am Beispiel der Fische und Neunaugen. *Fischökologie* 8: 13 – 22.
- BOHL, E. & STROHMEIER, W. (1992): Versuche zur Fortpflanzung des Bachneunauges. *Fischer & Teichwirt* 12: 447 – 453.
- BOHL, E. (1995a): Neunaugen – Vorkommen in Bayern. *Fischökologie* 8: 43 – 52.
- BOHL, E. (1995b): Habitatansprüche und Gefährdungspotential von Neunaugen. *Fischökologie* 8: 81 – 92.
- HARDISTY, M. W. (1961): Studies on an isolated spawning population of brook lamprey (*Lampetra planeri*). *J. Anim. Ecol.* 13: 110 – 122.
- HARDISTY, M. W. (1986): A General Introduction to Lampreys. In: HOLCÍK, J. (Ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 1/1 Petromyzontiformes. Aula Verlag Wiesbaden. 315 S.
- HOLCÍK, J. (1995): Geographische Verbreitung von Neunaugen (Petromyzontiformes) in der mittleren und unteren Donau (zwischen Österreich und dem Schwarzen Meer). *Fischökologie* 8: 23 – 30.
- KAPPUS, B.; HOLCÍK, J. & SALEWSKI, V. (1995): Taxonomie von Neunaugen der oberen Donau. *Fischökologie* 8: 63 – 80.
- MAITLAND: Review of the Ecology of Lampreys in Northern Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1944 – 1952.
- MALMQVIST, B. (1980a): Habitat Selection of Larval Brook Lampreys (*Lampetra planeri*, Bloch) in a South Swedish Stream. *Oecologia* 45: 35 – 38.
- MALMQVIST, B. (1980b): The spawning migration of the brook lamprey, *Lampetra planeri* Bloch, in a South Swedish Stream. *J. Fish Biol.* 16: 105 – 114.
- SALEWSKI, V. (1991): Untersuchungen zur Ökologie und Biometrie einer Bachneunaugen-Population (*Lampetra planeri*) im Odenwald. *Fischökologie* 4: 7 – 22.
- WATERSTRAAT, A. (1989): Einfluß eines Gewässerausbaus auf eine Population des Bachneunauges *Lampetra planeri* (BLOCH, 1784) in einem Flachlandbach im Norden der DDR. *Fischökologie* 1 (2): 29 – 44.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

SCHLOTT & SCHLOTT-IDL (1991): Die Fischarten im Einzugsgebiet der Lainsitz. Ber. Ökol. Station Waldviertel 3: 73 - 83.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Mag. Thomas FRIEDL: Amt der Kärntner Landesregierung. Abteilung 15. Flatschacherstraße 70. A-9020 Klagenfurt. Tel. 050536/315-44. email: thomas.friedl@ktn.gv.at

22.2 Indikatoren und Schwellenwerte

22.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Sedimentverhältnisse	Morphologisch reich strukturierte Gewässer mit heterogenem Tiefen- und Strömungsmuster und kiesigen sowie feinsandigen, mit organischer Substanz (v.a. Laub) durchsetzten und gut mit Sauerstoff versorgten Stellen in kleinräumiger und wechselnder Verteilung.	Zumindest abschnittsweise kiesige sowie feinsandige, mit organischer Substanz (v.a. Laub) durchsetzte und gut mit Sauerstoff versorgte Gewässerbereiche.	Kiesige und feinsandige, mit organischer Substanz (v.a. Laub) durchsetzte Gewässerbereiche kaum vorhanden oder durch Sauerstoffzehrung gekennzeichnet.
Kontinuumsverhältnisse und Schwallbetrieb	Das Gewässer ist nicht durch für Neunaugen unpassierbare Querverbauungen unterbrochen und die Durchgängigkeit in Zubringer ist gegeben. UND: Keine Beeinträchtigung durch Schwallbetrieb.	Das Gewässer ist zwar durch für Neunaugen unpassierbare Migrationshindernisse unterbrochen, die einzelnen Abschnitte bieten aber allen Phasen im Lebenszyklus von Neunaugen geeignete Habitate. UND: Keine oder geringfügige Beeinträchtigung durch Schwallbetrieb.	Durch Migrationshindernisse ist das Gewässer derart fragmentiert, dass in einzelnen Abschnitten nicht für alle Phasen im Lebenszyklus von Neunaugen geeignete Habitate zur Verfügung stehen. ODER: Deutliche Beeinträchtigung durch Schwallbetrieb.
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsdichte	Der Nachweis von mehreren (> 2) Quertern <i>und</i> adulten Neunaugen gelingt bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitate beinhalten.	Der Nachweis von mehreren (> 2) Quertern <i>oder</i> adulten Neunaugen gelingt bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitate beinhalten.	Der Nachweis von mehreren (> 2) Quertern <i>oder</i> adulten Neunaugen gelingt nicht bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitate beinhalten.

22.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Neunaugen potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Neunaugen potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Neunaugen potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

22.3 Bewertungsanleitung

22.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen, die eine Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für Neunaugen unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Beeinträchtigungs- und Habitatindikator.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungsindikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

22.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Neunaugen-Population vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

23 1098 EUDONTOMYZON MARIAE (BERG, 1931)

23.1 Schutzobjektsteckbrief

23.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Ukrainisches Bachneunauge

Synonymie: Lampetra minor Grossinger, 1794; Petromyzon fluviatilis Pallas, 1814; Petromyzon branchialis Reisinger, 1830; Ammocoetes branchialis Heckel & Kner, 1858; Petromyzon ponticus Yashchenko, 1895; Lampetra planeri Berg, 1906; Petromyzon planeri Hankó, 1922; Lampetra (Eudontomyzon) mariae Berg, 1931; Lampetra mariae Berg, 1931; Eudontomyzon danfordi Zanandrea, 1956; Eudontomyzon danfordi vladykovi Oliva & Zanandrea, 1959; Eudontomyzon vladykovi Oliva & Zanandrea, 1959; Lampetra (Eudontomyzon) danfordi vladykovi Oliva, 1962; Lampetra (Eudontomyzon) vladykovi Holcik, 1963; Lampetra (Eudontomyzon) danfordi Balon & Holcik, 1964; Eudontomyzon vladykovi vladykovi Karaman, 1974; Eudontomyzon vladykovi stankokaramani Karaman, 1974; Eudontomyzon mariae complex Renaud, 1982

23.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Agnatha, Petromyzontiformes, Petromyzontidae

Merkmale: Aalförmiger Körper bis 21 cm Länge; größter Durchmesser am Vorderende; kieferloses Saugmaul; Mundscheibe mit artspezifischer Bezahnung: Innere und äußere seitliche Lippenzähne (exolaterale Zähne); 7 Paar Kiemenöffnungen hinter dem Auge; schuppenlose, schleimige Haut; strahlenloser Flossensaum; Färbung dunkel, Bauchseite silberglänzend.

Die Unterscheidung von *Eudontomyzon mariae* (insbesondere der Ammocoeten (Querder)) von anderen Arten der Gattung *Eudontomyzon* (nicht für Ö nachgewiesen!) und *Lampetra planeri* ist schwierig und erfolgt aufgrund von Merkmalen der Mundscheibe und z. T. der sogenannten Velartentakel. Zunehmend werden auch biochemische (Enzym-Elektrophorese) und molekulargenetische Methoden zur taxonomischen Differenzierung verwendet. Auch die Möglichkeit der Ausbildung von Hybriden zwischen *Lampetra planeri* und *Eudontomyzon sp.* ist in Diskussion (HOLCÍK, 1995)

23.1.3 Biologie

Da hinsichtlich der Biologie des Ukrainischen Bachneunauges und des Bachneunauges keine wesentlichen Unterschiede erkennbar sind und spezifisches Wissen über die Biologie von *Eudontomyzon mariae* fehlt, wird hier das Biologie-Kapitel für *Lampetra planeri* wiedergegeben.

Die Bachneunaugen erreichen ab dem 3. Lebensjahr die Geschlechtsreife (HARDISTY, 1986), in bayrischen Gewässern tritt diese in einem Alter von 5. bis 7. Jahren ein (BOHL & STROHMEIER, 1992; SALEWSKI, 1991). Als höchstes erreichtes Alter werden 8 Jahre angenommen (WATERSTRAAT, 1989). Bei der Umwandlung zum Adulttier im Spätsommer bis Herbst entwickeln sich Augen und die bezahnte Mundscheibe und der Verdauungstrakt wird völlig zurückgebildet (die Ernährung wird nach der Metamorphose eingestellt). Die Weibchen sind vor der Laichzeit mit Eiern prall gefüllt. Als Eizahl wird 500 bis 2000 pro Weibchen angegeben (BOHL & STROHMEIER, 1992; MAITLAND, 1980). Die Männchen entwickeln eine wenige Millimeter lange Geschlechtspapille. Zum Ausgleich der Abdrift der Larven und Aufsuchen geeigneter Laichplätze vollziehen die Bachneunaugen kurze, stromauf gerichtete Laichmigrationen (MALMQUIST, 1980b). Das Ablachen erfolgt, abhängig von der Wassertemperatur, in der Regel zwischen April und Juni. Für das Laichsubstrat wird eine Korngröße von 0,2 bis 20 mm angegeben (WATERSTRAAT, 1989). Beide Geschlechter heben durch Transport von Material durch Ansaugen von Kieseln von 10 bis 20 mm Durchmesser eine Laichgrube mit etwa

15 bis 20 cm Durchmesser und 5 cm Tiefe aus (BOHL & STROHMEIER, 1992). Der Laichvorgang erfolgt in Gruppen, wobei das Weibchen vom Männchen umschlungen wird und die Geschlechtsprodukte portionsweise synchron abgegeben werden. Während des Laichvorgangs zeigen Neunaugen keinen Fluchtreflex und sind dadurch besonders durch Prädatoren wie Forellen, Hecht, Aalrutte oder Huchen gefährdet. Die Elterntiere sterben wenige Tage nach dem Ablaichen.

Die Larven schlüpfen nach wenigen Wochen (etwa 232 bis 321 Tagesgrade) bei einer Länge von knapp über 3 mm und wechseln vom kiesigen Laichsubstrat in sandige Bereiche (BOHL & STROHMEIER, 1992). Sie ernähren sich durch Filtrieren, wobei Kieselalgen, Protozoen und Detritus als Nahrung angegeben werden (MAITLAND, 1980).

23.1.4 Autökologie

Das Ukrainische Bachneunauge besiedelt alpine Flüsse, in denen hohe Strömungsgeschwindigkeiten und kiesiges Substrat vorherrschen. Solche Bedingungen gibt es in Flüssen der Lebensraumtypen 3220 (Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation) und 3240 (Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Salix eleagnos*). Es kommt aber auch im Tieflandbereich der Donau vor. So lebt diese Art im Donausystem in Zuflüssen (836 m.ü.A.) als auch in der Donau selbst (24 m.ü.A.). Hauptsächlich ist diese Art in Bereichen über 250 m Seehöhe anzutreffen. Unter folgenden abiotischen Parametern ist das Ukrainische Bachneunauge bevorzugt vorzufinden: Gefälle 1,7 – 16‰, MQ: 15 – 30 m³/sec., gelöster Sauerstoff 9 -13 mg/l. Hohe Toleranz gegenüber niedrigen pH-Werten ist anzunehmen, da die Art auch in Moorböden nachgewiesen wurde (HOLCIK, 1986). Im Bereich geringer Strömung leben die Querder im sandigen, schluffigen Substrat. Ihre Metamorphose durchlaufen sie in ihren Wohnröhren, die sich in lockeren Schichten von schluffigem Substrat befinden. Das Wachstum der Querder ist in den einzelnen Gewässern sehr unterschiedlich. Auch über das Alter liegen sehr divergierende Ergebnisse vor. So schreibt SCHROLL, dass das Larvenstadium länger als 8 Jahre dauern kann. Nach dem Larvenstadium lebt das Ukrainische Bachneunauge noch 11 – 13 Monate ohne Nahrung aufzunehmen. Bei einer Wassertemperatur von 11 – 16 Grad setzt die Laichwanderung ein. Die Laichplätze sind an seichten, sandig-kiesigen Stellen vorzufinden. Am Laichplatz angekommen, graben die männlichen Tiere eine kleine Grube, indem sie mit ihrem Maul das Substrat „wegtragen“. Der Laichvorgang selbst findet an sonnigen Tagen statt. Nach Fertigstellung der Nestgrube saugen sich die Männchen an die Seite der Weibchen direkt hinter dem Kopf an. Sie umschlingen sie; dabei werden von beiden die Geschlechtsprodukte abgegeben.

23.1.5 Populationsökologie

Über die Populationsökologie des *Ukrainischen Bachneunauges* ist wenig bekannt, grundsätzlich ist aber von einer großen Ähnlichkeit mit dem Bachneunauge *Lampetra planeri* auszugehen, für das spärliche Informationen über populationsdynamische Parameter verfügbar sind. Für *Lampetra* wird eine Fekundität von 520 bis 2000 (HARDISTY, 1964; BOHL & STROHMEIER, 1992) angegeben. Das Geschlechterverhältnis Männchen zu Weibchen in den Laichgruppen liegt bei etwa 2 : 1 (SALEWSKI, 1991). Eine hohe Mortalität wird vor allem für frühe Stadien angenommen, wie durch geringen Ei - Schlüpfertag (BOHL & STROHMEIER, 1992) und hohe Verluste während der larvalen Phase. Kritische Perioden dürften auch der Wechsel der Larven von den Laichgruben zu den sandigen Wohnstätten sowie die Metamorphose sein (MAITLAND, 1980). Aufgrund der Längenverteilung der Querder konnte WATERSTRAAT (1989) eine jährliche Mortalität von 30 – 40 % nach dem ersten Lebensjahr schätzen. Durch wechselnden Einfluss physikalischer Faktoren wurden stark schwankende Jahrgänge beobachtet (HARDISTY, 1961). Wiederholt wird auch auf eine hohe Mortalität durch Prädation während des auffälligen Laichaktes der Bachneunaugen hingewiesen (z.B. BOHL & STROHMEIER, 1992).

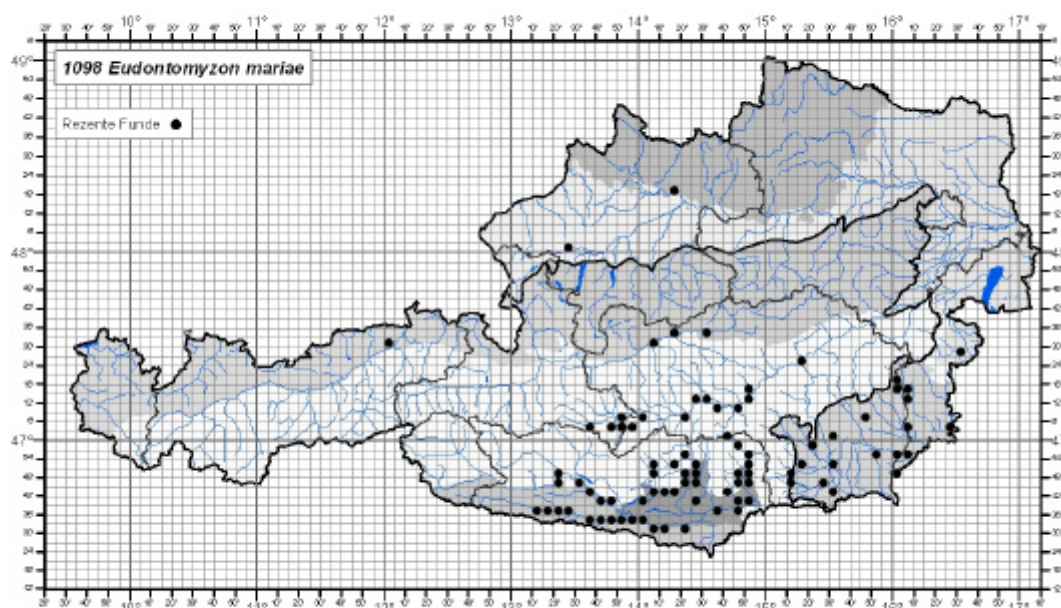
Informationen über Dichten und Bestandsgrößen von Neunaugenpopulationen sind aufgrund methodischer Schwierigkeiten bei der Erfassung selten. SALEWSKI (1991) gibt bei *Lampetra planeri* für einen Niederungsbach eine geschätzte Populationsgröße von ca. 9300 Quertern und 500 Adulten an.

23.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Das Verbreitungsgebiet des Ukrainischen Bachneunauges ist auf Europa beschränkt. Besiedelt werden ins Schwarze Meer mündende Flusssysteme außer im Areal von *Eudontomyzon danfordi* (linke Donauzubringer in der Slowakei, Rumänien, Ukraine).

EU: Innerhalb der EU 15 Staaten gibt es nur in Deutschland und Österreich Bestände von *E. mariae* (kontinentale und alpine biogeographische Region).

Österreich: Ursprünglich dürfte diese Art in den südlichen Zubringersystemen der Donau bundesweit aufgetreten sein. Heute fehlen Nachweise in Vorarlberg, Niederösterreich und Wien. In der Donau gibt es keine rezenten Funde mit Ausnahme eines bis dato noch nicht bestimmten Querders bei Linz (ZAUNER, 2002), bei dem es sich vermutlich um *E. mariae* handelt. In der steirischen Mur und diversen burgenländischen, steirischen und Kärntner Fließgewässern wie auch im Tiroler Inn und der Rudava im österreichisch-slowakischen Grenzgebiet wurden Neunaugen nachgewiesen, die aufgrund zoogeographischer Überlegungen der Art *E. mariae* zugeordnet sind.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

23.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: data deficient

Österreich: Gefährdungskategorie 2 „Stark gefährdet“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Aufgrund der bis heute wirkenden Gefährdungsfaktoren hält der negative Trend bei der Entwicklung der Neunaugenbestände in Österreich weiter an.

Gefährdungsursachen: Das Ukrainische Bachneunauge ist in Österreich durch Lebensraumverluste stark gefährdet. Die hohen Ansprüche der unterschiedlichen Lebensstadien auf verschiedene Substratverhältnisse in enger räumlicher Nähe werden durch flussbauliche Maßnahmen wie Begradigungen, Längsverbauungen und Aufstau massiv negativ beeinflusst. Zusätzlich können Wasserverschmutzung und Querverbauungen, die Laichmigrationen und Wiederbesiedelungsvorgänge unterbinden, Neunaugenbestände vernichten.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Grundsätzlich sollen Maßnahmen unterbleiben, die Einfluss auf den Sediment-Haushalt (insbesondere Feinsedimente) in Neunaugengewässern haben können. Aktivitäten wie Stauraumpülungen, Schwallbetrieb und wasserbauliche Maßnahmen können katastrophale Auswirkungen auf die Populationen haben. Eine Bestandsstützung durch künstliche Reproduktion ist aufgrund des langen und komplizierten Lebenszyklus und fehlender Erfahrung kaum durchführbar.

23.1.8 Verantwortung

Weil das Vorkommen dieser Art innerhalb der EU 15 auf Österreich und Süddeutschland beschränkt ist, kommt Österreich eine besondere Verantwortung für den Erhalt dieses Schutzgutes zu.

23.1.9 Kartierung

Die Erhebung von Neunaugen wird grundsätzlich mit Elektrofischerei durchgeführt, obwohl auch ein gezieltes Ausgraben der Tiere aus dem Sediment möglich ist. Um die genaue Artbestimmung zu gewährleisten, sollten bei Neunaugenfunden Belegexemplare (zwecks genetischer Analysen) an Spezialisten weitergeleitet werden.

23.1.10 Wissenslücken

Mit Ausnahme des Bundeslandes Kärnten gibt es nur spärliche Informationen über Verbreitung und Gefährdung des Ukrainischen Bachneunauges in Österreich. Dieses Informationsdefizit wird zusätzlich durch fehlendes Grundlagenwissen über die Taxonomie und Biologie dieser Art verschärft. Dementsprechend sind dringend wissenschaftliche Untersuchungen der beiden in Österreich vorkommenden Neunaugenarten zu fordern!

23.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

BOHL, E. (1995): Neunaugen – Vorkommen in Bayern. *Fischökologie* 8: 43 – 52.

BOHL, E. & STROHMEIER, W. (1992): Versuche zur Fortpflanzung des Bachneunauges. *Fischer & Teichwirt* 12: 447 – 453.

HARDISTY, M. W. (1986): A General Introduction to Lampreys. In: HOLCÍK, J. (Ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 1/1 Petromyzontiformes. Aula Verlag Wiesbaden. 315 S.

HOLCÍK, J. (1995): Geographische Verbreitung von Neunaugen (Petromyzontiformes) in der mittleren und unteren Donau (zwischen Österreich und dem Schwarzen Meer). *Fischökologie* 8: 23 – 30.

KAPPUS, B.; HOLCÍK, J. & SALEWSKI, V. (1995): Taxonomie von Neunaugen der oberen Donau. *Fischökologie* 8: 63 – 80.

KAPPUS, B. & RAHMANN, H. (1995): Zusammenfassende Aspekte zum gegenwärtigen Stand der Neunaugen-Forschung in Mitteleuropa – Ergebnisse des Neunaugen-Symposiums in Stuttgart. *Fischökologie* 8: 109 – 118.

- MAITLAND: Review of the Ecology of Lampreys in Northern Europe. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1944 – 1952.
- MALMQVIST, B. (1980a): Habitat Selection of Larval Brook Lampreys (*Lampetra planeri*, Bloch) in a South Swedish Stream. Oecologia 45: 35 – 38.
- MALMQVIST, B. (1980b): The spawning migration of the brook lamprey, *Lampetra planeri* Bloch, in a South Swedish Stream. J. Fish Biol. 16: 105 – 114.
- WATERSTRAAT, A. (1989): Einfluß eines Gewässerausbaus auf eine Population des Bachneunauges *Lampetra planeri* (BLOCH, 1784) in einem Flachlandbach im Norden der DDR. Fischökologie 1 (2): 29 – 44.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

- FRIEDL, T. (1995): Zur Verbreitung von Neunaugen in Kärntner Fließgewässern – ein Zwischenbericht. Fischökologie 8: 31 – 42.
- FRIEDL, T. (1996): Das Neunaugenvorkommen des Lavanttales. In: WIESER, G.: Die Gewässer des Lavanttales. Carinthia II, Sh. 54: 97 – 116.
- KAINZ, E. & GOLLMANN, H. P. (1987): Die Wiederbesiedlung eines Niederungsbaches mit Fischen, insbesondere mit Kleinfischarten, nach einem ausgedehnten Fischsterben, gezeigt am Beispiel des Ilzbaches (Stmk.). Österreichs Fischerei 40: 239 – 251.
- SCHROLL, F. (1959): Zur Ernährungsbiologie der steirischen Ammonoeten *Lampetra planeri* (BLOCH) und *Eudontomyzon danfordi* (REGAN). Int. Rev. ges. Hydrobiol. 44: 395 – 429.
- SCHROLL, F. (1969): Zur Problematik der Systematik der Neunaugen im ostalpinen Raum. Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 99: 55 – 88.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Mag. Thomas FRIEDL: Amt der Kärntner Landesregierung. Abteilung 15. Flatschacherstraße 70. A-9020 Klagenfurt. Tel. 050536/315-44. email: thomas.friedl@ktn.gv.at

23.2 Indikatoren und Schwellenwerte

23.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Sedimentverhältnisse	Morphologisch reich strukturierte Gewässer mit heterogenem Tiefen- und Strömungsmuster und kiesigen sowie schluffigen/feinsandigen, mit organischer Substanz (v.a. Laub) durchsetzten und gut mit Sauerstoff versorgten Stellen in kleinräumiger und wechselnder Verteilung.	Zumindest abschnittsweise kiesige sowie schluffige/feinsandige, mit organischer Substanz (v.a. Laub) durchsetzte und gut mit Sauerstoff versorgte Stellen im Gewässer.	Kiesige und feinsandige, mit organischer Substanz (v.a. Laub) durchsetzte Stellen im Gewässer kaum vorhanden oder durch Sauerstoffzehrung gekennzeichnet.
Kontinuumsverhältnisse und Schwallbetrieb	Das Gewässer ist nicht durch für Neunaugen unpassierbare Querverbauungen unterbro-	Das Gewässer ist zwar durch für Neunaugen unpassierbare Migrationshindernisse unter-	Durch Migrationshindernisse ist das Gewässer derart fragmentiert, dass in einzelnen Abschnitten

	chen und die Durchgängigkeit in Zubringer ist gegeben. UND: Keine Beeinträchtigung durch Schwallbetrieb.	brochen, die einzelnen Abschnitte bieten aber allen Phasen im Lebenszyklus von Neunaugen geeignete Habitate. UND: Keine oder geringfügige Beeinträchtigung durch Schwallbetrieb.	nicht für alle Phasen im Lebenszyklus von Neunaugen geeignete Habitate zur Verfügung stehen. ODER: Deutliche Beeinträchtigung durch Schwallbetrieb.
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsdichte	Der Nachweis von mehreren (> 2) Querdern <i>und</i> adulten Neunaugen gelingt bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitate beinhalten.	Der Nachweis von mehreren (> 2) Querdern <i>oder</i> adulten Neunaugen gelingt bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitate beinhalten.	Der Nachweis von mehreren (> 2) Querdern <i>oder</i> adulten Neunaugen gelingt nicht bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitate beinhalten.

23.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Neunaugen potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Neunaugen potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Neunaugen potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

23.3 Bewertungsanleitung

23.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen einer Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für Neunaugen unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Beeinträchtigungs- und Habitatindikator.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
Beeinfluss-trächti-gungs-indikator		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
Gewässereignung		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

23.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Neunaugen-Population vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

24 1105 HUCHO HUCHO (LINNAEUS, 1758)

24.1 Schutzobjektsteckbrief

24.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Huchen

Synonymie: *Salmo hucho* Linnaeus, 1758; *Hucho germanorum* Günther, 1866; *Hucho hucho taimen* Pallas, 1773; *Hucho hucho hucho* Pallas, 1773

24.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Salmoniformes, Salmonidae

Merkmale: Walzenförmiger, fast drehrunder Körper bis etwa 150 cm; langer Kopf mit tief gespaltenem, kräftig bezahntem Maul; Stiel des Pflugscharbeins unbezahnt; 180 bis 220 sehr kleine Schuppen entlang der Seitenlinie; große Fettflosse; Färbung: Rücken dunkelgrau bis braun, Seiten mit rötlichem Kupferglanz; Körper schwarz gepunktet, Flossen ohne Zeichnung. Jungfische mit 8 – 10 dunkelgrauen Querbinden.

24.1.3 Biologie

Der Huchen erreicht bei Männchen mit 3 – 5 Jahren und bei Weibchen mit 4 – 6 Jahren und einer Länge von 60 – 70 cm die Geschlechtsreife. Er führt zur Laichzeit im Frühjahr (Ende März bis Anfang Mai) oft kilometerlange, stromauf gerichtete Laichmigrationen durch. Diese führen bei großen Flüssen wie der Donau oft in die Zubringer. Die Männchen entwickeln während der Laichzeit oft eine verdickte Haut und ihr Unterkiefer verformt sich zu einem Laichhaken. Sie erreichen die Laichplätze vor den Weibchen. Es handelt sich dabei um überströmte (mittlere Strömungsgeschw. 60 cm/s^{-1}), etwa 0,6 m tiefe Schotterbänke mit grobkörnigem Substrat (2 – 20 cm Durchmesser). Das Weibchen schlägt dort eine 2 bis 6 m lange, 1 – 3 m breite und ca. 0,3 m tiefe birnenförmige Laichgrube, in die rund 1000 bis 1800 Eier je kg Körpergewicht mit einem Durchmesser von 4 – 6 mm abgelegt und anschließend wieder mit Kies bedeckt werden (HOCHLEITHNER, 2001). Der optimale Schlüpfertag der Dottersackbrut aus den Eiern wird von HUMPESCH (1985) bei einer Temperatur von 7 – 8 °C (nach 27 bis 32 Tagen) und von JUNGWIRTH & WINKLER (1984) bei 9 bis 11 °C (nach 2 bis 3 Wochen) angegeben. Die Brutlinge emergieren erst mit dem Beginn der exogenen Nahrungsaufnahme nach 10 – 14 Tagen an die Oberfläche. Die Jungfische ernähren sich zu Beginn von Invertebraten, beginnen aber spätestens nach dem ersten Lebensjahr mit der räuberischen, vorwiegend piscivoren Ernährung (AUGUSTYN et al., 1998). Die wichtigsten Futterfischarten sind neben *Chondrostoma*, *Barbus*, *Leuciscus*, *Phoxinus*, *Salmo*, *Thymallus*, *Cottus* und *Lota*. Die bevorzugte Größe der Beutefische liegt bei 15-30% der Länge des Huchens. Neben Fischen werden gelegentlich auch Amphibien, Vögel und Kleinsäuger gefressen. Der Huchen kann bis über 20 Jahre alt werden.

24.1.4 Autökologie

Hucho hucho gilt als typischer Bewohner des Übergangsbereiches Hyporhithral – Epipotamal, der in potamalen Gewässern zum Ablaichen meist ins Rhithral zieht. Die Dottersackbrut bevorzugt seichte (5 - 10 cm) Bereiche mit geringen Fließgeschwindigkeiten und ohne Beschattung (AUGUSTYN et al., 1998). Mit zunehmender Länge besetzen die Jungfische immer tiefere Standorte, wobei sie gegebenenfalls im ersten Herbst (bei 10 – 15 cm Länge) oder im zweiten Jahr (bei 20 bis 40 cm Länge) von den Seitengewässern in den Hauptfluss zurück wandern. Für die Pielach werden für Huchen mit 10 bis 25 cm Länge Habitatpräferenzen für mitteltiefe

Bereiche von ca. 50 cm mit variabler Strömungsgeschwindigkeit um 10 – 40 cm s⁻¹ angegeben. Adulte bevorzugen eindeutig tiefe, schwach durchströmte Bereiche, in der Pielach Kolke > 150 cm Tiefe mit mittleren Strömungsgeschwindigkeiten von 10 – 20 cm s⁻¹ (SCHMUTZ et al. 1999). Diese Reviere werden gegenüber Artgenossen verteidigt.

24.1.5 Populationsökologie

Quantitative Daten für Huchenbestände in Österreich sind selten. Für die Mur zwischen Murau und Leoben werden 7 – 17 Ind. ha⁻¹ und 50 – 129 kg h⁻¹ angegeben, davon ca. 40 adulte Huchen (> 3 kg) pro Kilometer (KAUFMANN et al., 1991). Im Pielach - Unterlauf wurden 25 Ind. km⁻¹ gefunden, davon ca. 8 Ind. km⁻¹ Adultfische (SCHMUTZ et al. 2002).

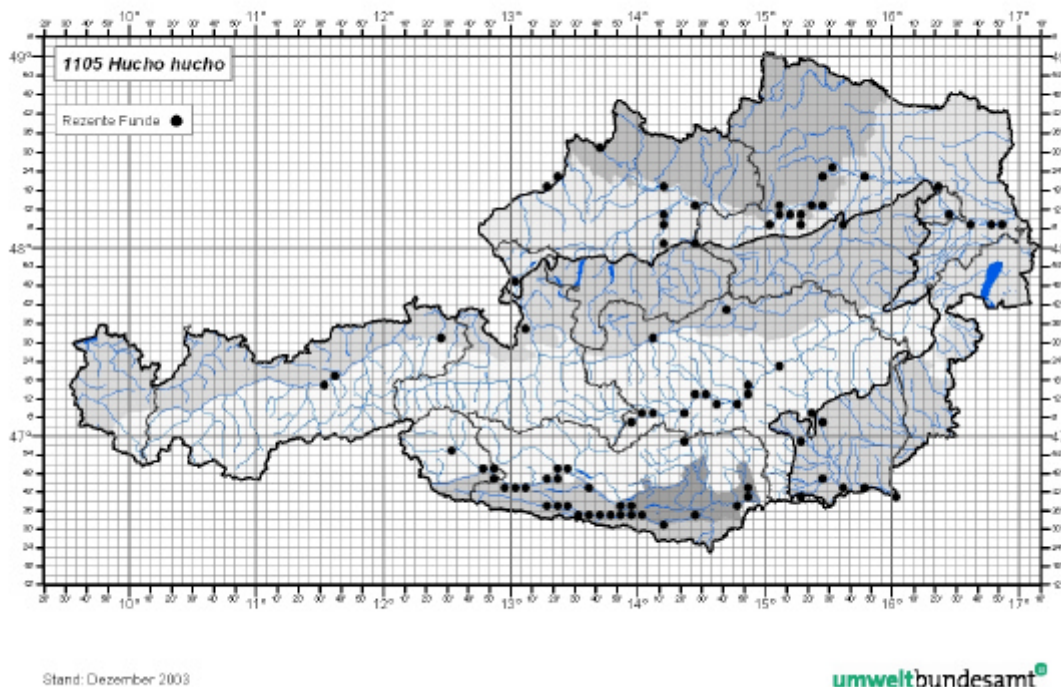
Intakte Bestände verfügen über eine ausgewogene Populationsstruktur mit ausreichenden Jungfischbeständen und einer der natürlichen Mortalität entsprechenden Abnahme der Dichte von Adultfischen. Weil Wachstum und erreichbare Maximalgröße stark von den lokalen Gegebenheiten wie Futterfischangebot und Gewässergröße abhängen, ist die Populationsstruktur dementsprechend von Fall zu Fall anders zu interpretieren.

24.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Endemit des Donaueinzugsgebietes von Westrumänien bis Süddeutschland.

EU: *Hucho* ist innerhalb der EU 15 nur in Österreich und Deutschland heimisch (Kontinentale und Alpine Bioregion).

Österreich: Historisch war der Huchen auf über 2500 km Flusslänge in der Donau und den Unterläufen der Donauzubringer verbreitet. Gegenwärtig liegen nur noch in ca. 10 % des ursprünglichen Verbreitungsgebietes in Österreich sich selbst erhaltende, natürlich reproduzierende Populationen vor (JUNGWIRTH, 2002). Der Bestand an Adulttieren in der steirischen Mur wird auf 2000 Adulttiere geschätzt (KAUFMANN et al. 1991), in der niederösterreichischen Pielach auf ca. 220 (SCHMUTZ et al. 2002). Seltene Nachweise liegen aus fast allen Donauabschnitten vor, der Bestand in der Wachau ist vermutlich reproduzierend. Weiters gibt es reproduzierende Populationen in den rechtsufrigen Zubringern Melk und Mank. Erwähnenswerte Bestände gibt es darüber hinaus nur in der Enns, der oberen Drau und der Gail. Durch Besatz wurden einige weitere kleine Bestände, z.B. in der Traisen, Ybbs, Gurk, dem Inn und der Salzach, angesiedelt. Der Huchen fehlt in Vorarlberg und im Burgenland.



24.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: endangered

Österreich: Gefährdungskategorie 1 „Vom Aussterben bedroht“

Schutzstatus: Anhang II und V der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Aufgrund zahlreicher Anstrengungen und Artenschutzprojekte, die eine Verbesserung der Gewässergüte (Papierfabriken) oder Lebensraumverbesserungen durch Revitalisierungen und Kontinuumsherstellung zur Folge haben, ist in der Entwicklung der Huchenbestände in den letzten Jahren ein Aufwärtstrend zu beobachten. Auch ökologisch sinnvoll durchgeführte Besatzmaßnahmen können wie in der Wachau zur Etablierung reproduzierende Bestände dienlich sein.

Gefährdungsursachen: Die wesentlichsten Gefährdungsursachen für den Huchen sind Unterbrechung seiner Wanderwege zu den Laichplätzen durch Stauhaltungen, Vernichtung oder Verschlechterung der Laichplätze durch wasserbauliche Maßnahmen und Gewässerverschmutzung, Vernichtung der Jung- und Adultfischhabitats durch Aufstau, Schwellbetrieb und Gewässerregulierung sowie die Überfischung ohnehin dezimierter Bestände. Auch indirekt ist der Huchen durch den vielerorts zu beobachtenden Zusammenbruch seiner wichtigsten Futterfische, Nase und Barbe, stark betroffen.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: In vielen Gewässern wird ein Huchenbestand nur durch Besatzmaßnahmen aufrecht gehalten. Bei einem Raubfisch wie dem Huchen, der auch natürlicherweise nur in relativ geringen Dichten auftritt, ist das Problem der zu geringen genetischen Diversität von Populationen besonders kritisch, besonders in den durch Kontinuumsunterbrechungen stark fragmentierten Huchengewässern im Alpenvorland. Durch unvernünftige Besatzmaßnahmen mit von wenigen Mutterfischen abstammendem Material kann dieses Problem zusätzlich verschärft werden.

24.1.8 Verantwortung

Aufgrund seiner donauendemischen Verbreitung kommt der Huchen innerhalb der EU 15 nur in kleinen Populationen in Süddeutschland und in Österreich vor. Dementsprechend ist die Verantwortung Österreichs für den Erhalt dieses Schutzgutes als außerordentlich hoch einzuschätzen.

24.1.9 Kartierung

Der Nachweis von Huchenbeständen ist relativ einfach mittels Elektrofangmethoden, Rückmeldungen von Sportanglern und die Beobachtung von Laichaktivitäten möglich. Aufgrund der natürlicherweise geringen Dichte dieses Raubfisches ist allerdings eine detaillierte Dokumentation von Populationsstruktur und – dichte sehr aufwendig.

24.1.10 Wissenslücken

Nicht zuletzt aufgrund seiner fischereilichen Attraktivität ist das Wissen vor allem über Verbreitung und künstliche Vermehrung des Huchens recht gut. Akute Wissensdefizite gibt es vor allem über die genetische Vielfalt und Mindest-Populationsgrößen für langfristig selbsterhaltende Populationen. Diese Informationen wären für einen nachhaltigen Schutz dieser Art essenziell.

24.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- AUGUSTYN, L.; BLACHUTA, J. & WITKOWSKI, A. (1998): Ecology of young (0+) huchen, *Hucho hucho* (L.) (Salmonidae), planted in two mountain streams. Archives of Polish Fisheries 6, Fasc. 1: 5 – 18.
- HOCHLEITHNER, M. (2001): Lachsfische. Aquatech Publications, Kitzbühel.
- HOLCÍK, J. (1990): Conservation of the huchen, *Hucho hucho* (L.), (Salmonidae) with special reference to Slovakian rivers. J. Fish Biol. 37 (Suppl. A): 113 – 121.
- HUMPESCH, U. (1985): Gibt es optimale Temperaturen für die Erbrütung von Salmoniden- und Thymalideneiern? Österreichs Fischerei 38: 273 – 279.
- JUNGWIRTH, M. (1977): Der Huchen und seine Zucht. Österreichs Fischerei 30 (8/9): 125 – 134.
- JUNGWIRTH, M. & WINKLER, H. (1984): The temperature dependence of embryonic development of Grayling (*Thymallus thymallus*, L.), Danube Salmon (*Hucho hucho* L.), Arctic Char (*Salvelinus alpinus*, L.) and Brown Trout (*Salmo trutta fario*, L.). Aquaculture 6: 315 – 327.
- JUNGWIRTH, M. et al. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Verlag, Wien. 547 S.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

- JUNGWIRTH, J. (1980): Der Huchen - Derzeitiger Stand und Zukunftschancen einer gefährdeten Fischart. In: BROZEK, D. (Hrsg.): Österreichische Fischereigesellschaft 1880 – 1980. Festschrift anlässlich des 100jährigen Bestandes. Wiener Verlag: 105 – 113.
- KAUFMANN, T. et al. (1991): Fischökologische Studie Mur. Univ. f. Bodenkultur, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquacultur. Wien. 104 S.
- SCHMUTZ, S. et al. (1999): Gewässerökologisches Gutachten Traisen, linker und rechter Werkskanal, Wasserführung der Traisen, Dotation – Verfahren gemäß §21a WRG 1959. Niederösterreichische Landesregierung, Gruppe Wasser, Abt. Wasserrecht und Schifffahrt. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquacultur, Univ. f. Bodenkultur, Wien.

SCHMUTZ, S. et al. (2002): Integrated Approach to the Conservation and Restoration of Danube salmon, *Hucho hucho*, Populations in Austria, p. 157 – 171. In: COLLARES-PEREIRA, M. J.; COWX, I. G. & COELHO, M. M. (Eds.): Freshwater Fish Conservation – Options for the Future. Fishing News Books, Oxford.

SCHULZ, N. (1985): Das Wachstum des Huchens (*Hucho hucho* L.) in der Drau in Kärnten. Österreichs Fischerei 38: 133 – 142.

SCHULZ, N. & PIERY, G. (1982): Zur Fortpflanzung des Huchens (*Hucho hucho* L.) - Untersuchung einer Laichgrube. Österreichs Fischerei 35: 241 – 249.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Mathias JUNGWIRTH: Institut für Gewässerökologie, Wasserversorgung und Abfallwirtschaft. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. Max - Emanuelstrasse 17. 1180 Wien. Tel. 01-47654-5201. email: mathias.jungwirth@boku.ac.at

24.2 Indikatoren und Schwellenwerte

24.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Kontinuumsverhältnisse	Von der Population besiedeltes Flussgebiet ohne Kontinuumsunterbrechungen.	Von der Population besiedeltes Flussgebiet mit Kontinuumsunterbrechungen, die mit für alle Größen von Huchen passierbaren Fischaufstiegshilfen ausgestattet sind.	Von der Population besiedeltes Flussgebiet mit Kontinuumsunterbrechungen, die mit nicht für alle Größen von Huchen passierbaren Fischaufstiegshilfen ausgestattet sind.
Schwall- oder Restwasser	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet (> 75% der Lauflänge) nicht durch Schwall oder Restwasser beeinflusst.	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet kaum durch Schwall oder Restwasser beeinflusst.	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet deutlich durch Schwall oder Restwasser beeinflusst.
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße und Reproduktion	Nicht durch unpassierbare Querbauwerke unterbrochener Fließgewässerabschnitt wird durch mehr als 500 adulte Individuen besiedelt und natürliche Reproduktion ist durchgehend über mehrere (= 3) Jahre belegt.	Nicht durch unpassierbare Querbauwerke unterbrochener Fließgewässerabschnitt wird durch 50 bis 500 adulte Individuen besiedelt und natürliche Reproduktion ist zumindest in einem von 3 Jahren belegt.	Nicht durch unpassierbare Querbauwerke unterbrochener Fließgewässerabschnitt wird durch weniger als 50 adulte Individuen besiedelt oder natürliche Reproduktion ist nicht für zumindest eines von 3 Jahren belegt.

24.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Huchen potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.

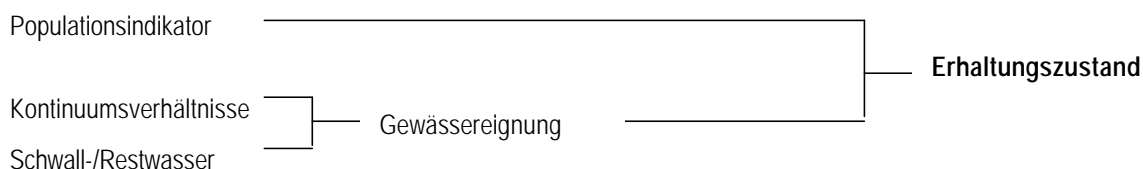
B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Huchen potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.

C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Huchen potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

24.3 Bewertungsanleitung

24.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen einer Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für den Huchen unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Habitat- und Beeinträchtigungsindikator. Die Schätzung der Populationsgröße kann durch Streifenbefischung oder Fang-Wiederfang-Experimente in repräsentativen Gewässerabschnitten erfolgen. Der Nachweis einer natürlichen Reproduktion erfolgt durch elektrofischereilichen Nachweis von Jungtieren, die nicht von Besatzmaßnahmen stammen.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungsindikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

24.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Huchenpopulation vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

25 1114 RUTILUS PIGUS VIRGO (HECKEL, 1952)

25.1 Schutzobjektsteckbrief

25.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Frauenerfling, Nerfling

Synonymie: *Cyprinus pigus* La Cépède, 1803; *Rutilus pigus* La Cépède, 1804; *Leuciscus roseus* Bonaparte, 1839; *Leuciscus ryzela* Valenciennes; *Leuciscus virgo* Heckel, 1852; *Rutilus virgo* Heckel, 1852; *Leuciscus pigus*

25.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cyprinidae

Merkmale: Körperform lang gestreckt, seitlich abgeflacht; bis über 50 cm Körperlänge; Maul durch etwas verdickte Schnauze leicht unterständig; Kopf und Augen klein; große Schuppen mit dunkler Umrahmung (44 – 49 entlang der Seitenlinie); Flanken oft metallisch blau oder violett glänzend; Bauch- und Afterflossen vor allem während der Laichzeit rot.

25.1.3 Biologie

Der Frauenerfling wird mit 2 bis 3 Jahren geschlechtsreif und laicht im Frühjahr von März bis Mai bei Wassertemperaturen von 10 bis 14°C. Die Eizahl wird mit 25.000 bis 60.000 pro Weibchen angegeben (STEINBACH, 2002; POVZ & OCVIRK, 1990). Hinsichtlich Laichhabitat und –substrat gibt es widersprüchliche Angaben: Einerseits ist der Frauenerfling dafür bekannt, dass der zum Laichen strömungsarme Uferzonen oder Nebenarme aufsucht, um seine klebrigen Eier dort über Wurzeln und Pflanzen abzugeben (STEINBACH, 2002; GERSTMEIER & ROMIG, 1998). Andererseits berichten POVZ & OCVIRK (1990), dass Frauenerflinge ihre Laichplätze, schnell überströmte, seichte Schotterbänke mit Nasen, Barben und Äschen teilen. Auch SCHMUTZ et al. (2000) stufen den Frauenerfling als „soweit bekannt lithophil“ ein. Als Höchstalter des Frauenerflings werden 15 bis 20 Jahre angegeben. Seine Nahrung dürfte vor allem aus benthischen Invertebraten bestehen.

25.1.4 Autökologie

Über die Habitatwahl und Populationsökologie des Frauenerfling ist wenig bekannt. Es handelt sich um eine streng rheophile Flussfischart, die nur im Epipotamal auftritt. Er kommt grundsätzlich in geringen Dichten vor und dürfte als Einzelgänger leben.

25.1.5 Populationsökologie

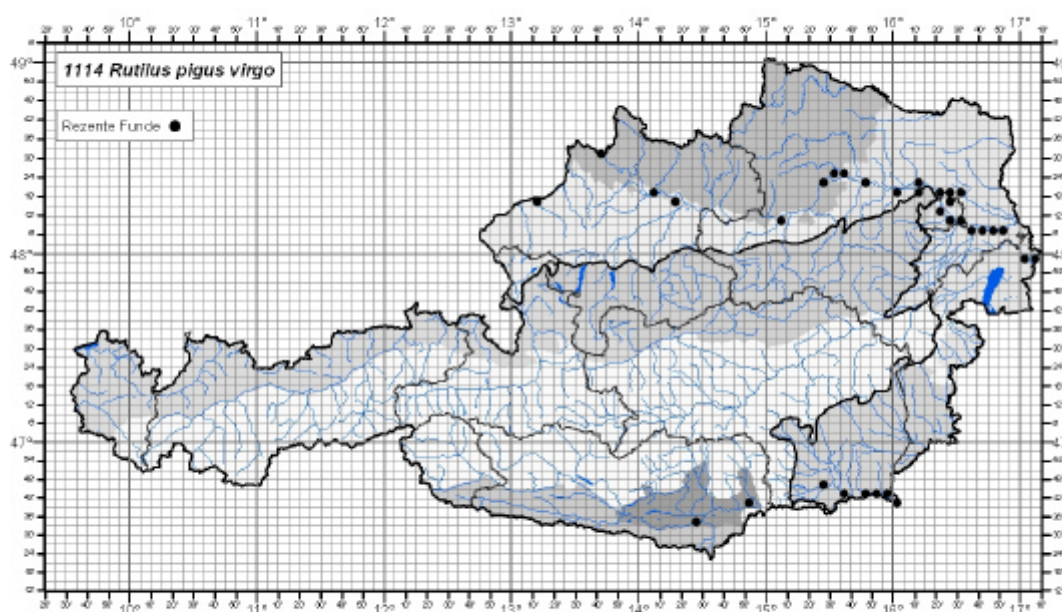
Der Frauenerfling tritt von Natur aus in geringen Dichten auf. Informationen über habitatbezogene Abundanzen und Populationsstruktur stehen nicht zur Verfügung, weil deren Erhebung in Folge der benthischen Lebensweise und des Lebensraumes (große Fließgewässer) schwierig bis unmöglich ist. Aufgrund der langen Lebensdauer und der stabilen abiotischen Rahmenbedingungen in großen Flüssen sind bei dieser Art keine deutlichen kurzfristigen Populationschwankungen zu erwarten.

25.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die beiden Unterarten von *Rutilus pigus*, der Pigo und der Frauenerfling, kommen ausschließlich in Mitteleuropa vor.

Europa: Die Unterart *Rutilus pigus pigus* (Pigo) lebt in Fließgewässern und Voralpenseen in Italien und der Schweiz. *Rutilus pigus virgo*, der Frauenerfling, ist Endemit der oberen und mittleren Donau bis Rumänien mit großen Zubringern. Die Bestände in den EU 15 Ländern Italien, Österreich und Deutschland sind der Zentralen und Alpenen biogeographischen Region zuzuordnen.

Österreich: Bestände gibt es in der Donau und dem Unterlauf großer Zubringer wie Inn in Oberösterreich, Traisen, March sowie Marchfeldkanal. Funde in der Steiermark gibt es in der Grenzmu sowie der Sulm, im Burgenland in der Leitha. In Kärnten wurden Einzelnachweise aus der Drau erbracht. Nachweise fehlen aus den westlichen Bundesländern Salzburg, Tirol und Vorarlberg.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt[®]

25.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: data deficient

Österreich: Gefährdungskategorie 1 „Vom Aussterben bedroht“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Durch den Umwandlung der Donau in eine Laufstaukette wurde der Lebensraum des Frauenerflings in der Donau auf wenige verbliebene Fließstrecken und Stauwurzelbereiche verkleinert. In den verbliebenen Lebensräumen sind keine drastischen Bestandsänderungen erkennbar. Wegen der geringen Populationsdichte und starken Isolation der Bestände ist langfristig eine Gefährdung aufgrund zu geringer genetischer Diversität nicht auszuschließen.

Gefährigungsursachen: Details über Gefährigungsursachen sind nicht bekannt. Der wesentliche Faktor ist sicher der Lebensraumverlust und die Isolierung von Teilpopulationen durch

Stauhaltungen. Besonders gegenüber Eingriffen in die Sediment- und Strömungsverhältnisse im Zuge des Aufstaus dürfte der Frauenerfling sensibel reagieren.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Wesentlich für den Schutz des Frauenerflings ist der Erhalt freier Fließstrecken und die Schaffung von Jungfischhabitaten durch Aufweitungen und Restrukturierungen. Maßnahmen wie Schwallbetrieb und Stauraumpülungen, die die Strömungs- und Sedimentverhältnisse in Gewässern verändern, müssen in Gewässern mit Beständen dieser Art unterbleiben.

25.1.8 Verantwortung

Aufgrund der auf Bayern und Österreich beschränkten Verbreitung innerhalb der EU 15 und der insgesamt geringen Bestände kommt Österreich eine außerordentlich hohe Verantwortung für den Erhalt dieser Art zu.

25.1.9 Kartierung

Der Nachweis von Frauenerflings ist durch Elektrofischerei möglich, Populationsschätzungen sind jedoch aufgrund des bevorzugten Aufenthaltes in großen Tiefen äußerst problematisch.

25.1.10 Wissenslücken

Der Frauenerfling gehört zu den am schlechtesten erforschten Fischarten in Österreich. Untersuchungen zur Biologie und Ökologie wären dringend erforderlich.

25.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

POVZ, M. & OCVIRK, A. (1990): Breeding and restocking of Danubian roach, *Rutilus pigus virgo*. J. Fish Biol. 37, Suppl. A: 245 -246.

25.2 Indikatoren und Schwellenwerte

25.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Stauhaltung	Ungestautes Fließgewässer	Stauwurzelbereich	Gestauter Fließgewässerabschnitt
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (Große Fließgewässer wie die Donau)	Bei der Befischung von 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot gelingt der Nachweis von mehr als 10 adulten Frauenerflingen.	Bei der Befischung von 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot gelingt der Nachweis von 2 bis 10 adulten Frauenerflingen.	Zum Nachweis von 2 adulten Frauenerflingen ist die Befischung von mehr als 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot notwendig.
Fischdichte Mittelgroße Fließgewässer (wie Leitha oder Schwechat-Unterlauf)	Bei einer Streifenbefischung von 2 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von mehr als 5 Frauenerflingen.	Bei einer Streifenbefischung von 2 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von 2 bis 5 Frauenerflingen.	Der Fang von 2 Frauenerflingen gelingt nicht mit der Streifenbefischung von 2 km Länge in geeigneten Habitaten.

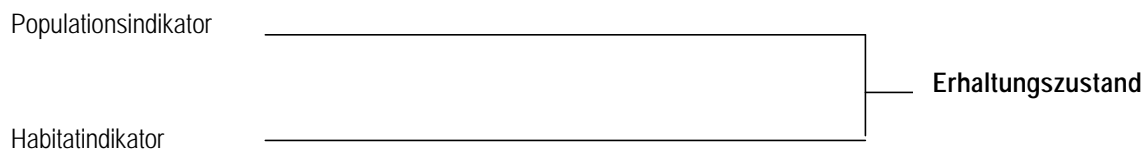
25.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Frauennerfling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Frauennerfling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Frauennerfling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

25.3 Bewertungsanleitung

25.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen einer Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für den Frauennerfling unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations- und Habitatindikator.



Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Habitat-indikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

25.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Frauennerfling-Population vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

26 1122 GOBIO URANOSCOPIUS (AGASSIZ, 1828)

26.1 Schutzobjektsteckbrief

26.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Steingreßling

Synonymie: *Cyprinus uranoscopus* Agassiz, 1828; *Gobio uranoscopus frici* Vladykov, 1925; *Gobio frici* Vladykov, 1925

26.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cyprinidae

Merkmale: Spindelförmiger, schlanker Körper; bis 15 cm Länge; Schwanzstiel lang, zylindrisch; Schnauze spitz; unterständiges Maul mit 2 langen Barteln, die zurückgelegt bis weit hinter das Auge reichen; Augen groß, schräg nach oben gerichtet; Kehle unbeschuppt; Anus näher dem Afterflossen- als dem Bauchflossenansatz; Färbung grau mit 5 undeutlichen Querbinden vom Rücken bis zur Seitenlinie; Flossen gelblich; Rücken- und Schwanzflosse mit 1 – 3 Fleckenreihen.

26.1.3 Biologie

Über die Biologie des Steingreßlings ist wenig bekannt. Er dürfte vorwiegend im Mai und Juni in mehreren Schüben auf steinigem Untergrund ablaichen. Das Höchstalter wird mit 6 Jahren angegeben (STEINBACH, 2002).

26.1.4 Autökologie

Im Vergleich zu *G. albipinnatus* bevorzugt der Steingreßling höhere Strömungsgeschwindigkeiten. Sein Verbreitungsschwerpunkt liegt im Epipotamal, er dringt jedoch weiter bis ins Rhithral vor als letztere Art.

26.1.5 Populationsökologie

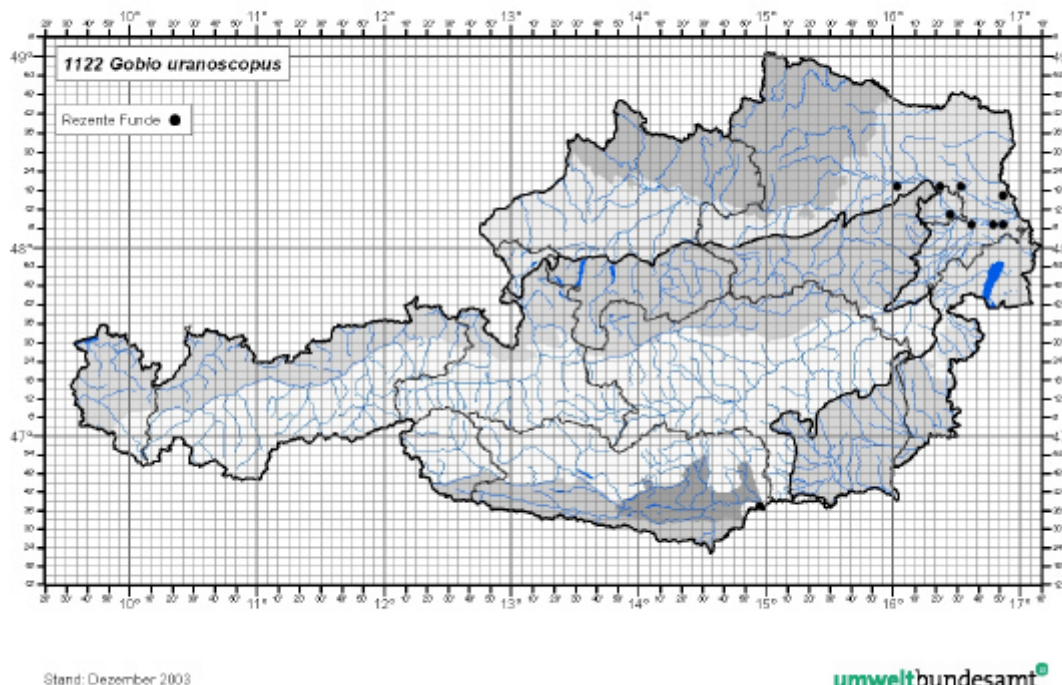
Aufgrund der Seltenheit der Nachweise können über Populationsstruktur und Populationsdichte dieser Art keinerlei Aussagen getroffen werden.

26.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Endemit der unteren und mittleren Donau.

EU: Innerhalb der EU 15 aktuell nur in Österreich nachgewiesen (kontinentale und alpine biogeographische Region). Historische Belege gibt es aus Bayern, Nachweise fehlen jedoch in jüngerer Zeit (TEROFAL, 1977).

Österreich: In der Donau in Wien bei Nussdorf und in Niederösterreich bei Klosterneuburg und im Nationalpark östlich von Wien nachgewiesen. Darüber hinaus nur aus der March bei Marchegg (SPINDLER, mündl. Mitt.), dem Machfeldkanal (UNFER & SCHMUTZ, 1998), dem Gießgang Greifenstein (KUMMER, SPOLWIND & WAIDBACHER, 1998) und der Lavant bei Lavamünd (HONSIG-ERLENBURG & FRIEDL, 1995) bekannt.



26.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: data deficient

Österreich: Gefährdungskategorie 1 „Vom Aussterben bedroht“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Aufgrund der geringen Zahl der Nachweise in Österreich ist die Beurteilung der Bestandsentwicklung kaum möglich.

Gefährdungsursachen: Aufgrund seiner Lebensraumansprüche ist der Steingreßling sehr sensibel gegenüber Aufstau und Regulierung von Fließgewässern.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Für diese rheophile Fischart ist der Erhalt freier Fließstrecken essentiell. Außerdem müssen Maßnahmen wie Schwallbetrieb, Stauraumpülungen und Ausleitungen unterbleiben, die die Sedimentqualität negativ beeinflussen und damit die hohen Ansprüchen des Steingreßlings an einen gut durchlüfteten, nicht kolmatierten Gewässergrund untergraben.

26.1.8 Verantwortung

Dieser Donauendemit ist innerhalb der EU 15 aktuell nur in Österreich dokumentiert. In Deutschland gilt er aktuell als verschollen. Deshalb kommt Österreich eine hohe Verantwortung für den Erhalt dieses Schutzgutes zu.

26.1.9 Kartierung

Gründlinge sind mit elektrofischereilichen Methoden, Uferzugnetzen und Langleinen gut nachweisbar, die Bestimmung ist jedoch schwierig und sollte gegebenenfalls durch Experten erfolgen.

26.1.10 Wissenslücken

Informationen über Wachstum, Ernährung, Reproduktion und Mikrohabitatwahl sind fast nur für den Gründling *Gobio gobio* verfügbar, fehlen aber für diese Art weitgehend (WANZENBÖCK & WANZENBÖCK, 1993).

26.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

BARANESCU, P. (1962): Phylletische Beziehungen der Arten und Artbildung bei der Gattung *Gobio* (Pisces, Cyprinidae). Vestnik Ceskolovenske Spolecnosti Zoologicke 26: 38 – 64.

WANZENBÖCK, J. & WANZENBÖCK, S. (1993): Temperature effects on incubation time and growth of juvenile whitefin gudgeon, *Gobio albipinnatus* Lukasch.

TEROFAL, F. (1977): Das Artenspektrum der Fische Bayerns in den letzten 50 Jahren. Ber. ANL. 1: 9 – 22.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

HONSIG-ERLENBURG, W. & FRIEDL, T. (1995): Erstnachweis des Steingreßlings (*Gobio uranoscopus*, Agassiz, 1828) in Kärnten. Österreichs Fischerei 48: 229 – 231.

UNFER, G., SCHMUTZ, S. (1998): The course of fish colonisation in the Marchfeldkanal-System, a man-made canal - the first two years.. Verh. Internat. Verein. Limnol., 26, 2335-2340.

WANZENBÖCK, J.; KOVACEK, H. & HERZIG-STRASCHIL, B. (1989): Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung *Gobio*, Cyprinidae) im Österreichischen Donauraum. Österreichs Fischerei 42: 118 – 128.

KUMMER, H., SPOLWIND, R., WAIDBACHER, H. (1998): Fischökologische Istbestandsaufnahme im Gießgang Greifenstein und der linksufrigen Donau-Auen im Tullner Becken.. Studie im Auftrag des Verbunds.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Josef WANZENBÖCK: Institut für Limnologie. Mondseestr. 9. A-5310 Mondsee. Tel. 06232/3125-19. email: joseph.wanzenboeck@oeaw.ac.at

Dr. Gerald ZAUNER: EZB - TB Zauner. TB für Angewandte Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft. Siedlungstraße 140. 4090 Engelhartzell a.d. Donau. Tel. 07717/7176-11. email: zauner@ezb-fluss.at

26.2 Indikatoren und Schwellenwerte

26.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Sohlsubstrat und -profil	Fließgewässer mit schottrigem Sohlsubstrat und über weite Strecken ausgeprägtem Gradienten hinsichtlich Strömung und Tiefen im Querprofil bei jeder Wasserführung.	Fließgewässer mit schottrigem Sohlsubstrat und zumindest abschnittsweise ausgeprägtem Gradienten hinsichtlich Strömung und Tiefen im Querprofil bei jeder Wasserführung.	Fließgewässer ohne oder mit kolmatiertem schottrigem Sohlsubstrat oder ohne zu-mindest abschnittsweise ausgeprägtem Gradienten hinsichtlich Strömung und Tiefen im Querprofil.
Stauhaltung	Ungestautes Fließgewässer	Stauwurzelbereich	Gestauter Fließgewässerabschnitt
Populationsindikatoren	A	B	C
Fangaufwand (Große Gewässer wie Donau)	Der Fang mindestens eines Steingreßlings gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen mit 50 Haken in geeigneten Habitaten im Sommer.	Der Fang mindestens eines Steingreßlings gelingt mit einmaliger Exposition von 25 Langleinen mit 50 Haken in geeigneten Habitaten im Sommer.	Der Nachweis eines Steingreßlings erfordert die Exposition von mehr als 25 Langleinen mit 50 Haken in geeigneten Habitaten im Sommer.
Fangaufwand (Kleine Gewässer wie z.B. Lavant)	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von mehr als 5 Steingreßlingen.	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von 2-5 Steingreßlingen.	Der Fang von 2 Steingreßlingen gelingt nicht mit der Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten.

26.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Steingreßling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Steingreßling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Steingreßling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

26.3 Bewertungsanleitung

26.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen einer Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für den Steingreßling unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustandes

zustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations- Habitat- und Beeinträchtigungsindikator.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungsindikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

26.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Steingreißling-Population vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

27 1124 GOBIO ALBIPINNATUS (LUKASCH, 1933)

27.1 Schutzobjektsteckbrief

27.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Weißflossengründling

Synonymie: *Gobio albipinnatus belingi* Slastenenko, 1934; *Gobio belingi* Slastenenko, 1934; *Gobio albipinnatus vladykovi* Fang, 1943; *Gobio vladykovi* Fang, 1943; *Gobio albipinnatus e-limeius* Kattoulas-Stephanidis, 1972

27.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cyprinidae

Merkmale: Spindelförmiger, schlanker Körper; bis 13 cm Länge; Schwanzstiel relativ kurz, seitlich depress; unterständiges Maul mit 2 Barteln, die zurückgelegt den Augenhinterrand erreichen; Kehle unbeschuppt; Schuppen bei Adulttieren mit epithelialen Kielen; Anus näher dem Bauchflossen- als dem Afterflossenansatz; Seitenlinie unten und oben dunkel eingefasst; helle Flossen; Rückenflosse oft ohne dunkle Fleckung.

27.1.3 Biologie

Über die Biologie des Weißflossengründlings ist wenig bekannt. Er dürfte in mehreren Schüben ablaichen (WANZENBÖCK & WANZENBÖCK, 1993). Die Laichzeit liegt im Mai und Juni bei einer Temperatur von etwa 16°C, als Substrat wird angeblich Sand benötigt (psammophile Art). Die Eizahl wird mit 500 bis 1500 angegeben. Die Geschlechtsreife soll mit 2 Jahren erreicht werden und das Höchstalter bei 6 Jahren liegen (STEINBACH, 2002).

27.1.4 Autökologie

Der Weißflossengründling ist eine rheophile Art, die in größeren epi- und metapotamalen Fließgewässern lebt. Literaturangaben weisen in für schnell fließende Flussabschnitte, die frei von Schlammablagerungen sind aus (BARANESCU, 1962; WANZENBÖCK et al. 1989). Man findet ihn aber auch in zentralen Bereichen der Stauräume der Donau und in vom Hauptfluss abgetrennten Nebenarmen der Donau in Fließstrecken.

27.1.5 Populationsökologie

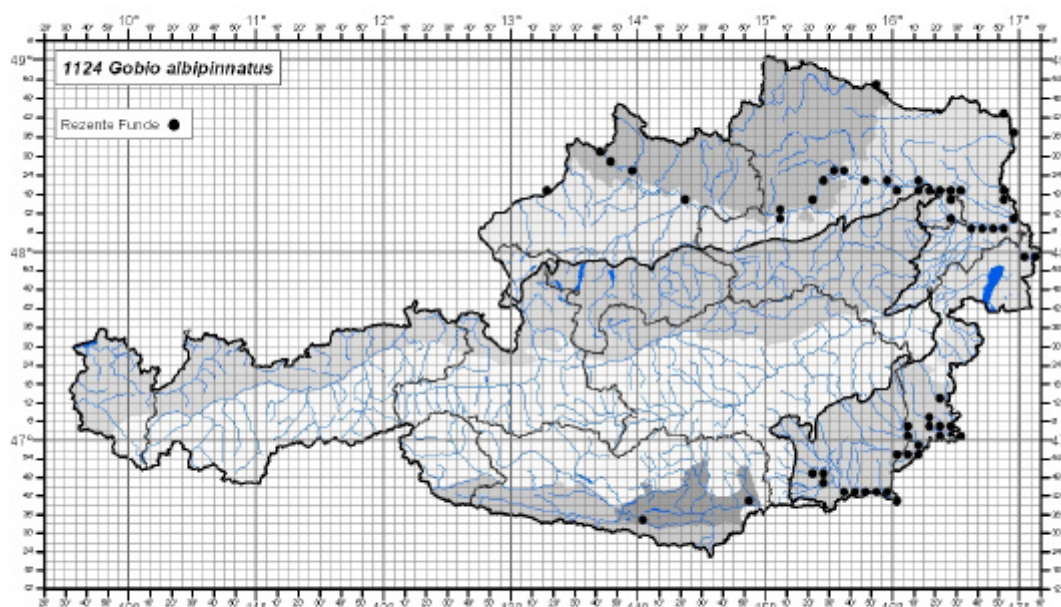
In Folge der benthischen Lebensweise und des Lebensraumes (große Fließgewässer) ist die Erhebung der Populationsstruktur und insbesondere der Populationsdichte schwierig bis unmöglich. Aufgrund der stabilen abiotischen Rahmenbedingungen in großen Flüssen sind beim Adultfischbestand dieser Art keine deutlichen kurzfristigen Populationschwankungen zu erwarten.

27.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Ursprünglich wurde für diese Art eine pontokaspische Verbreitung angenommen (Zuflüsse des nördlichen Schwarzen und Kaspischen Meeres). In jüngerer Zeit häufen sich Nachweise aus der oberen und mittleren Donau, der Elbe und dem Rhein (WANZENBÖCK et al. 1989; FREYHOF, 2000). Diese Art ist hier aufgrund der Ähnlichkeit mit *G. gobio* übersehen worden und Nachweise in weiteren mitteleuropäischen Flüssen sind zu erwarten.

EU: *G. albipinnatus* kommt innerhalb der EU 15 nur in Deutschland und Österreich vor, also in der kontinentalen und in der alpinen biogeographischen Region.

Österreich: In der Donau und größeren Zubringern wie der unteren Thaya, March und dem Unterlauf der Ybbs in Niederösterreich, dem Inn in Oberösterreich (ZAUNER, 2001), der Grenzmur und der unteren Lafnitz in der Steiermark (KAINZ & GOLLMANN, 1990; ZAUNER & WOSCHITZ, 1992) sowie in Kärntner Draustauen (HONSIG-ERLENBURG et al. 1997; KERSCHBAUMER et al. 2002) nachgewiesen. Im Burgenland gibt es Funde in der Leitha (FRIEDL, 1991), Lafnitz und Raab. Der Weißflossengründling fehlt in den westlichen Bundesländern Tirol, Salzburg und Vorarlberg. Aufgrund der späten Erkenntnis, dass der Weißflossengründling in der mittleren und oberen Donau vorkommt, sind Nachweise dieser Art in Zukunft aus weiteren Gewässern zu erwarten.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt[®]

27.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: data deficient

Österreich: Nicht gefährdet

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: In der Donau, wo *G. albipinnatus* die bei weitem dominierende Gründlingsart ist, sind die Bestände wie auch bei den meisten anderen Arten in den letzten Jahren rückläufig. Dafür dürfte eine Kombination nicht näher bestimmbarer Faktoren verantwortlich sein. In den anderen Gewässern, wo der Weißflossengründling sympatrisch mit *Gobio gobio* auftritt, ist die Beurteilung der Entwicklungstendenz schwierig, weil eine Differenzierung der Arten erst in den letzten Jahren erfolgt.

Gefährdungsursachen: Regulierungs- und Kraftwerksbau sind wahrscheinlich die Haupt-Gefährdungsursachen für den Weißflossengründling. Durch Kontinuumsunterbrechungen ist

sein Areal innerhalb von Flusssystemen auf die stromabliegenden Bereiche eingeschränkt und die Habitatqualität in den einheitlich strukturierten Stauräumen ist verringert. Auch Konkurrenzphänomene (Nahrungs- und Raumkonkurrenz, Prädation) mit sich in den letzten Jahren rasant ausbreitenden Neozoen wie *Neogobius kessleri* und *Neogobius melanostomus* sind wahrscheinlich.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Neben der Möglichkeit, die Wiederbesiedelungs- und Austauschmöglichkeiten für Gewässerabschnitte durch Beseitigung von Kontinuumsunterbrechungen (Bau funktionsfähiger Fischaufstiegshilfen, Beseitigung von Migrationshindernissen) zu verbessern, kann die Qualität bestehender Habitate durch Strukturierungen der Uferbereiche und Schaffung von Seichtwasserzonen als Jungfischhabitat erhöht werden.

27.1.8 Verantwortung

Die Verantwortung Österreichs ist wegen der unklaren Verbreitung dieser Art innerhalb der EU schwer zu beurteilen.

27.1.9 Kartierung

Gründlinge sind mit elektrofischereilichen Methoden, Uferzugnetzen und Langleinen gut nachweisbar, die Bestimmung ist jedoch schwierig und sollte gegebenenfalls durch Experten erfolgen.

27.1.10 Wissenslücken

Informationen über Wachstum, Ernährung, Reproduktion und Mikrohabitatwahl fehlen für diese Art weitgehend (WANZENBÖCK & WANZENBÖCK, 1993). Auch die Verbreitung in Österreich und vor allem in Europa ist nur teilweise geklärt.

27.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

BARANESCU, P. (1962): Phylletische Beziehungen der Arten und Artbildung bei der Gattung *Gobio* (Pisces, Cyprinidae). *Vestnik Ceskolovenske Spolecnosti Zoologicke* 26: 38 – 64.

FREYHOF, J. et al. (2000): Extensions to the known range of the whitefin gudgeon in Europe and biogeographical implications. *Journal of Fish Biology* 57: 1339 – 1342.

WANZENBÖCK, J. & WANZENBÖCK, S. (1993): Temperature effects on incubation time and growth of juvenile whitefin gudgeon, *Gobio albipinnatus* Lukasch.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

FRIEDL, T. (1991): Zum Fischbestand der Leitha, der kleinen Leitha, des Komitatskanals und des Wiesgrabens (Bgl.). Kärntner Institut für Seenforschung, im Auftrag der ARGE Grün, unveröff. Bericht: 92 pp. Klagenfurt.

HONSIG-ERLENBURG, W. T.; FRIEDL, T. & MAIER, B. (1997): Erstnachweis des Weißflossengründlings (*Gobio albipinnatus* Lukasch, 1933) in Kärnten. *Carinthia* II 187./107.: 119 – 122.

KAINZ, E. & GOLLMANN, H. P. (1990): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern. Teil 3: Gründling (*Gobio gobio*, Cyprinidae). *Österreichs Fischerei* 43: 80 – 86.

KERSCHBAUMER, G. et al. (2002): Aquatische Fauna und Flora: 3 – 140. In: PROCHINIG, U. (Hrsg.): Ökosystem Flusskraftwerk Rosegg – St. Jakob. Stand und Zukunftsperspektiven der Bewirtschaftung. Schriftenreihe der Forschung im Verbund, Bd. 79: 175 pp. Wien.

WANZENBÖCK, J.; KOVACEK, H. & HERZIG-STRASCHIL, B. (1989): Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung *Gobio*, Cyprinidae) im Österreichischen Donauraum. Österreichs Fischerei 42: 118 – 128.

ZAUNER, G., GLATZEL, J. & P. PINKA (2001): Fischbiologische Untersuchung Reichersberger Au – Fischereiliches Bewirtschaftungskonzept; im Rahmen des „Life-Natur-Projektes Unterer Inn“. Studie im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, Naturschutzabteilung.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Josef WANZENBÖCK: Institut für Limnologie. Mondseestr. 9. A-5310 Mondsee. Tel. 06232/3125-19. email: joseph.wanzenboeck@oeaw.ac.at

Dr. Gerald ZAUNER: EZB - TB Zauner. TB für Angewandte Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft. Siedlungstraße 140. 4090 Engelhartzell a.d. Donau. Tel. 07717/7176-11. email: zauner@ezb-fluss.at

27.2 Indikatoren und Schwellenwerte

27.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässermorphologie	Überwiegender Teil der Gewässerstrecke (> 50%) mit leitbildkonformer morphologischer Ausstattung (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).	Gewässer zumindest streckenweise (=30%) mit heterogener morphologische Ausstattung (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).	Gewässer weitgehend mit monotoner Morphologie (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (Große Gewässer wie die Donau): Langleinen- und Uferzugnetzbefischungen	Der Fang von mehr als 15 adulten Weißflossengründlingen pro Strecke gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen mit 50 Haken in geeigneten Habitaten im Sommer. UND: Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden mehr als 50 juvenile Weißflossengründlinge nachgewiesen.	Der Fang von 3-15 adulten Weißflossengründlingen pro Strecke gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen in geeigneten Habitaten mit 50 Haken im Sommer. UND: Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden 10 - 50 juvenile Weißflossengründlinge nachgewiesen.	Der Fang von 3 adulten Weißflossengründlingen pro Strecke gelingt nicht mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen in geeigneten Habitaten mit 50 Haken im Sommer. ODER: Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden weniger als 10 juvenile Weißflossengründlinge nachgewiesen.
Fischdichte (Mittelgroße Gewässer wie z.B. Lafnitz, Leitha oder Thaya)	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von mehr als 25 Weißflossengründlingen.	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von 10-25 Weißflossengründlingen.	Der Fang von 10 Weißflossengründlingen gelingt nicht mit der Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten.
Fischdichte (Kleine Gewässer wie z.B. Pinka oder Strem)	Der Nachweis von mehr als 5 Weißflossengründ-	Der Nachweis von mehreren Weißflos-	Der Nachweis von 2 Weißflossengründlingen

	lingen gelingt bei einmaliger Elektrofischung in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	sengründlingen (2-5 Individuen) gelingt bei einmaliger Elektrofischung in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	gelingt nicht bei einmaliger Elektrofischung in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.
--	---	--	--

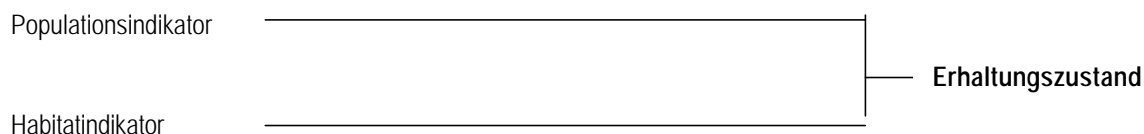
27.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Weißflossengründling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Weißflossengründling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Weißflossengründling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

27.3 Bewertungsanleitung

27.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen einer Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für den Weißflossengründling unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations- und Beinrchtigungsindikator.



Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Habitat-indikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

27.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Weißflossengründling-Population vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

28 1130 ASPIUS ASPIUS (LINNAEUS, 1758)

28.1 Schutzobjektsteckbrief

28.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Schied, Rapfen

Synonymie: *Cyprinus aspius* Linnaeus, 1758; *Aspius aspius taeniatus* Eichwald, 1831; *Cyprinus rapax* Leske, 1774; *Cyprinus taeniatus* Eichwald, 1831; *Aspius vulgaris* Leiblein, 1853; *Alburnus iblioides* Kessler, 1872; *Aspius rapax var. jaxartensis* Kessler, 1874; *Aspius linnéi* Malm, 1877; *Aspius erytostomus* Kessler, 1877; *Aspius transcaucasicus* Warpachovski, 1895, *Aspius rapax* Agassiz

28.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cyprinidae

Merkmale: Langgestreckter, bis 75 cm, in Ausnahmefällen bis über 1 m langer Körper; tief gespaltenes, großes Maul; durch vorgeschobenes und verdicktes Unterkiefer leicht oberständig; kleine Augen und Schuppen (64 bis 76 entlang der Seitenlinie); Analis mit 15 bis 18 Strahlen; große, tief eingebuchtete Schwanzflosse; Färbung silbrig bis messingfarben, Rücken dunkel.

28.1.3 Biologie

Der Schied ist der einzige als Adulttier rein piscivore Vertreter der Familie Cyprinidae. Ab einer Größe von 20 bis 30 cm wird die Ernährung auf verschiedene Kleinfische umgestellt. Der Schied raubt vorwiegend oberflächennahe im Freiwasser, dementsprechend sind Lauben seine hauptsächlich Beute.

Der Schied erreicht mit einem Alter von 4 bis 5 Jahren die Geschlechtsreife. Er laicht im April bis Mai in fließendem Wasser über kiesigem Grund ab. Stromauf gerichtete Laichmigrationen werden vermutet. Die Larven sind angeblich vorwiegend pelagisch und driften stromab in langsam strömende Bereiche ab. Die Jungtiere gelten als Schwarmfische, gehen später jedoch zu einer einzelgängerischen Lebensweise über. *Aspius* ist eine schnellwüchsige Art, die im ersten Jahr 10 bis 20 cm und im dritten Jahr 30 bis 47 cm erreicht. Die Geschlechtsreife wird mit 4 bis 5 Jahren erreicht, das Höchstalter wird mit 12 Jahren angegeben.

28.1.4 Autökologie

Der Kenntnisstand bezüglich der Autökologie dieser Art ist unbefriedigend. Das zeigt sich unter anderem in der Tatsache, dass entgegen der Lehrbuchmeinung, wonach der Schied sauberes, kiesiges Substrat für eine erfolgreiche Reproduktion brauche, in den Stauräumen der Donau gute Bestände aller Altersstadien vorzufinden sind.

28.1.5 Populationsökologie

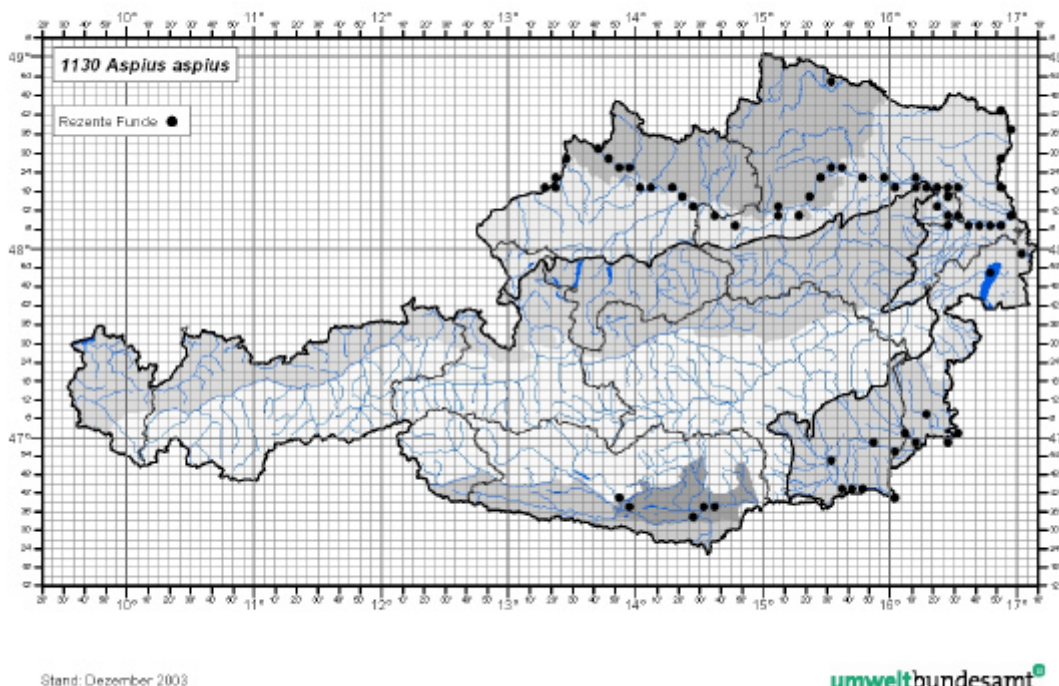
Über die Populationsstruktur und Populationsdynamik dieser Art ist praktisch nichts bekannt.

28.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Der Schied war ursprünglich vom Einzugsgebiet der Elbe und Donau ostwärts bis zum Ural und Aralsee sowie in Südkandinavien verbreitet. Durch Besatz gibt es Bestände auch weiter westlich, z.B. im Rhein und Neckar.

EU: Die Verbreitung innerhalb der EU 15 beschränkt sich auf Deutschland und Österreich bzw. die kontinentale und atlantische biogeographische Region.

Österreich: Aus Westösterreich (Vorarlberg, Tirol und Salzburg) fehlen Nachweise von *Aspius*. Die gesamte Donau mit vielen ihrer größeren Zubringern in Ober- und Niederösterreich weist Bestände auf. Aus der Steiermark und dem Burgenland gibt es Nachweise aus der Mur, Raab, Lafnitz, Leitha, Strem sowie dem Neusiedler See, in Kärnten gibt es durch Besatz Vorkommen im Ossiachacher See und in einigen Drau-Stauen.



28.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: data deficient

Österreich: Gefährdungskategorie 3 „Gefährdet“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenz: Innerhalb des auf die absoluten Flussunterläufe und die Donau selbst geschrumpften Arealen dürften die Scheidbestände aktuell recht stabil sein.

Gefährdungsursachen: Der Schied ist lokal in vielen Fließgewässerabschnitten verschwunden, was sich durch fehlende Zuwanderungs- und Wiederbesiedlungsmöglichkeiten durch Kontinuumsunterbrechungen erklären lässt.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Wichtig für die natürliche Wiederbesiedelung potenzieller Schied-Habitats ist die Herstellung der longitudinalen Durchwanderbarkeit von Fließgewässern (Entfernung von Kontinuumsunterbrechungen, Einbau von funktionierenden Fischaufstiegshilfen). Als hochwertige Lebensräume müssen angebundene Altarmsysteme, tiefgründige Ruhigwassergebiete und strukturierte Uferbereiche mit Kehrströmungen und dergleichen erhalten bzw. wiederhergestellt werden.

28.1.8 Verantwortung

Der im österreichischen Donauroaum vorkommende Schied-Bestand ist ein wesentlicher Bestandteil der EU-weiten Bestände, was eine besonders große Verantwortung Österreichs für den Bestand dieses Schutzgutes bedingt.

28.1.9 Kartierung

Der Nachweis von Schiedbeständen ist relativ einfach mittels Elektrofangmethoden sowie Rückmeldungen von Sportanglern möglich. Allerdings ist die Ermittlung der Bestandesdichten aufgrund der großräumigen Habitate sehr aufwendig. Zur Erhebung von Jungfischen ist neben der Elektrofischung in vielen Gewässern auch die Verwendung von Uferzugnetzen hervorragend geeignet.

28.1.10 Wissenslücken

Der Kenntnisstand über den Schied, insbesondere seine Biologie und Autökologie und Österreich, ist sehr schlecht. Es fehlen grundlegende Daten über Reproduktion, Wachstum und Entwicklung und Lebensraumsprüche.

28.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

KUJAWA, R.; MAMCARZ, A. & KUCHARCZYK, D. (1997): Effect of temperature on embryonic development of asp (*Aspius aspius* L.). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 44: 139 – 143.

MARTYNIAK, A. & HESSE, T. (1994): Growth rate and age competition of asp *Aspius aspius* (L., 1758) from Pferzchaly reservoir. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 24: 55 – 67.

RIEHL, R.; PATZNER, R. A. & ZANGER, K. (2002): Die Eier heimischer Fische. 14. Rapfen oder Schied – *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758) (Cyprinidae). *Österreichs Fischerei* 55: 275 – 281.

28.2 Indikatoren und Schwellenwerte

28.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässerbeschaffenheit (Habitat eignung für Jungfische)	Ufer mit gut strukturierten Bereichen, seichten Buchten und Totholz.	Ufer mit wenigen strukturierten Bereichen, seichten Buchten und Totholz.	Ufer ohne strukturierte Bereiche, seichte Buchten und Totholz.
Gewässerbeschaffenheit (Habitat eignung für Adultfische)	Flussabschnitte mit vielen tiefgründigen Ruhigwasserzonen, Kehrströmungsarealen oder angebundenen Altarmen sowie gut strukturierten Uferbereichen.	Flussabschnitte mit wenigen, räumlich weit entfernten tiefgründige Ruhigwasserzonen, Kehrströmungsarealen oder angebundenen Altarmen.	Monotone Gewässerabschnitte ohne tiefgründige Ruhigwasserzonen, Kehrströmungsareale oder angebundene Altarme.
Kontinuumsverhältnisse	Keine Migrationshindernisse über weite Gewässerstrecken und Durchgängigkeit zumindest bis in die Unterläufe der Zubringergewässer.	Migrationshindernisse in großen Abständen oder fehlende Durchgängigkeit in die Zubringergewässer.	Lebensraum durch Migrationshindernisse in kleine Gewässerabschnitte fragmentiert.

Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (Jungfische)	Methoden zur Erhebung der Jungfischfauna ergeben zumindest 1% Schied-Anteil. ODER: Nachweis von mehr als 5 Individuen bei 25 Uferzugnetzfangen bzw. maximal 1500 m ² Elektrofischung in geeigneten Habitaten.	Methoden zur Erhebung der Jungfischfauna ergeben weniger als 1% Anteil des Schiedes, der Nachweis von 0+ oder 1+ Schieden gelingt jedoch mit maximal 25 Uferzugnetzfangen oder maximal 1500 m ² Elektrofischung geeigneter Habitate.	Der Nachweis von 0+ oder 1+ Schieden gelingt nicht mit 25 Uferzugnetzfangen oder 1500 m ² Elektrofischungen geeigneter Habitate.
Fischdichte (Adultfische)	Bei der Befischung von 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot gelingt der Nachweis von mehr als 10 adulten Schieden.	Bei der Befischung von 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot gelingt der Nachweis von 3 bis 10 adulten Schieden.	Zum Nachweis von 3 adulten Schieden ist die Befischung von mehr als 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot notwendig.

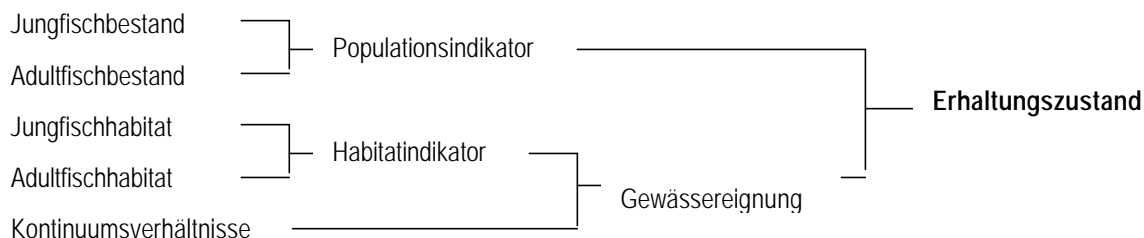
28.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Schied potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Schied potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Schied potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

28.3 Bewertungsanleitung

28.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen einer Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für den Schied unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung der Populations- und Habitatindikatoren für Jung- und Adultfische sowie des Beeinträchtigungsindikators.



Populationsindikator

		Adultfischbestand		
Jungfischbestand		A	B	C
	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Habitatindikator

		Adultfischhabitat		
Jungfischhabitat		A	B	C
	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Gewässereignung

		Habitatindikator		
Beeinträchtigungsindikator		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
Gewässereignung		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

28.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Schied-Population vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

29 1131 LEUCISCUS SOUFFIA AGASSIZI (VALENCIENNES, 1844)

29.1 Schutzobjektsteckbrief

29.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Strömer

Synonymie: *Leuciscus souffia* Risso, 1826; *Chondrostoma rysela* Agassiz, 1835; *Leuciscus souffia muticellus* Bonaparte, 1837; *Leuciscus souffia kaedicus* Stephanidis, 1971; *Leuciscus agassii* Valenciennes 1844; *Leuciscus souffia agassizi* Cuvier & Valenciennes, 1844; *Telestes rysela* Heckel, 1852; *Leuciscus agassizi* Cuvier & Valenciennes, 1844; *Leuciscus souffia souffia*; *Telestes agassizi* Heckel

29.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cyprinidae

Merkmale: Langgestreckter, fast drehrunder Körper (max. 25 cm); kleines, leicht unterständiges Maul; 44 – 60 Schuppen entlang der orange-gelben Seitenlinie; Brustflossen mit 14 – 15 Strahlen; Ansätze der paarigen Flossen orange; vor allem zur Laichzeit mit violett schimmerndem, dunklem Längsband;

29.1.3 Biologie

Strömer werden in ihrem zweiten Lebensjahr bei einer Länge von etwa 11 bis 12 cm geschlechtsreif. Sie laichen in Schwärmen in der Zeit von Ende März bis Anfang Mai bei einer Wassertemperatur von 10 bis 12 °C. Dem Laichgeschehen können kurze, stromauf gerichtete Laichwanderungen, auch in Zubringer, vorausgehen, um geeignete Laichhabitate aufzusuchen. BLESS (1996a) beschreibt diese mit einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,2 m/s und einer Korngröße von 2 – 3 cm. Pro Saison wird nur einmal abgelaiht, die Eizahl liegt bei 1500 bis 6250 pro Weibchen. Nach einer Entwicklungsdauer von 132 bis 180 Tagesgraden (BLESS, 1996; KAINZ & GOLLMANN, 1998) schlüpfen die Larven und dringen zuerst noch tiefer ins Interstitial ein, um es nach zwei bis 3 Wochen zu verlassen. Nach der Emergenz werden die Larven verdriftet. Die Adulttiere gelten als vorwiegend benthivor, als Höchstalter werden 13 Jahre angegeben.

29.1.4 Autökologie

Der Strömer besiedelt Mittelläufe (Hyporhithral bis Epipotamal) von Fließgewässern. Seine frühen Entwicklungsstadien benötigen ein tiefgründiges, gut durchströmtes Lückensystem, das ihnen Schutz gegen Predatoren und Verdriftung bietet (BLESS, 1996a). Über die Habitatwahl der Adultfische ist wenig bekannt, von großer Bedeutung sollen Deckungs- und Versteckmöglichkeiten im Uferbereich (Wurzelwerk, Stämme und Äste) und die damit verbundene Beschattung sein (SCHWARZ, 1998). Im Winter werden tiefe, gut strukturierte Kolke präferiert, während im Sommer auch schneller fließende, mitteltiefe Bereiche aufgesucht werden. Auch in Restwasserstrecken und Mühlbächen mit geringer Tiefe, wo die Strömer vor Fressfeinden relativ sicher sind, werden sie in hohen Dichten (bis über 5000 Ind./ha) gefunden (STEINER, 1995). Diese Gewässer ähneln Nebenarmen furkierender Fließgewässer, in denen ursprünglich großen Dichten vorgekommen sind.

29.1.5 Populationsökologie

Über die Abundanzen von Strömerbeständen in Österreich liegen wenig veröffentlichte Daten vor (EBERSTALLER, HAIDVOGL & J_UNGWIRTH, 1997; EBERSTALLER & KAMINITSCHEK,

2000). Aus Schweizer Gewässern sind Dichten von 105 bis 11797 Ind/ha, Biomassen von 0,3 bis 368,3 kg/ha und relative Individuenanteile von 1 bis 28% bekannt (SCHWARZ, 1996). Aufgrund der hohen Mobilität (Laichwanderungen) bzw. der jahreszeitlich unterschiedlichen Habitatpräferenzen wurden auch zeitlich im Jahresverlauf stark schwankende Dichten dokumentiert.

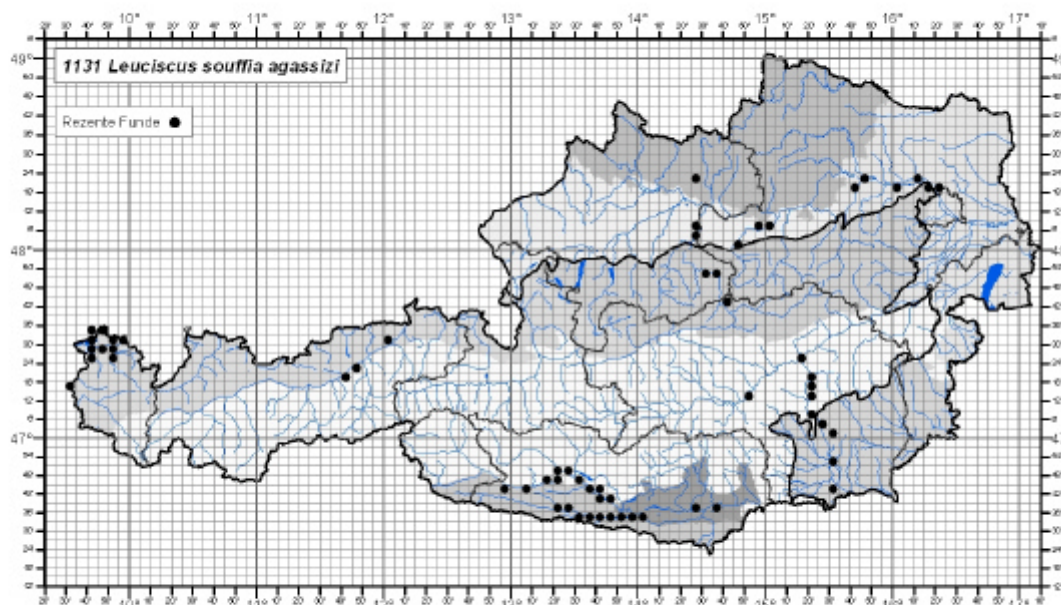
29.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Verbreitung des Strömers ist auf Mitteleuropa und Teile Südeuropas beschränkt.

Europa: In Europa werden 3 geographisch getrennte Unterarten des Strömers unterschieden: *Leuciscus souffia souffia* im Vargebiet (S-Frankreich), *Leuciscus souffia muticellus* in Nord- und Mittelitalien und *Leuciscus souffia agassizi* im oberen und mittleren Donau- und Rheingebiet.

Außer für Österreich gibt es innerhalb der EU 15 noch Angaben über Strömervorkommen in Deutschland, Frankreich, Italien und Griechenland. Die verschiedenen Unterarten besiedeln die Kontinentale, Alpine und Mediterrane Biogeographische Region.

Österreich: Die Unterart *L. s. agassizi* war vermutlich ursprünglich österreichweit verbreitet. Heute gibt es nur mehr wenige, isolierte Vorkommen. Nachweise aus der Donau sind selten, gute Bestände gibt es vor allem in der Mur und Enns. Weitere Vorkommen in der Ybbs in Niederösterreich, in der Gail, Drau und Gurk in Kärnten und dem Rhein, der Dornbirner und Bregenzer Ache in Vorarlberg. Nachweise fehlen aus Salzburg, Tirol und dem Burgenland.



Stand: März 2004

umweltbundesamt[®]

29.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: -

Österreich: Gefährdungskategorie 2 „Stark gefährdet“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Die wenigen verbliebenen Strömerbestände sind aufgrund ihres oft kleinräumigen, isolierten Auftretens labil und das Potential zur Wiederbesiedlung nach Katastropheneignissen wie Stauraumpülungen und Fischsterben ist gering.

Gefährdungsursachen: Gefährdungsursachen für den Strömer sind vor allem Habitatverlust durch Kontinuumsunterbrechungen, Gewässerregulierungen, Ausleitungen und Stauhaltung. Die Kolmatierung des Gewässergrundes durch Schwallbetrieb und gestörten Geschiebehaushalt kann sich sehr negativ auf die Reproduktion auswirken.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Die Wiederherstellung der freien Durchgängigkeit und der Erhalt von Fließstrecken hat in Strömengewässern absolute Priorität. Die Lebensraumqualität kann durch Restrukturierungsmaßnahmen verbessert werden. Eine künstliche Erbrütung und Wiederansiedelung in aufgewerteten Gewässern ist erfolgversprechend.

29.1.8 Verantwortung

Aufgrund seiner engen geographischen Verbreitung und der Ausbildung von Unterarten kommt Österreich eine sehr wesentliche Verantwortung zum Erhalt des Strömers in der Unterart *Leuciscus souffia agassizi* zu.

29.1.9 Kartierung

Strömer sind in ihren typischen Lebensräumen gut durch Elektrofischerei nachzuweisen.

29.1.10 Wissenslücken

Bis vor wenigen Jahren gab es kaum Wissen über Reproduktionsbiologie und Ökologie des Strömers, was sich durch die Arbeiten von BLESS (1996a, 1996b) und SCHWARZ (1998) stark verbessert hat. Nach wie vor fehlen vergleichende Arbeiten über Habitatsprüche und Verbreitung speziell in Österreich.

29.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

BLESS, R. (1996a): Zum Laichverhalten und zur Ökologie früher Jugendstadien des Strömers (*Leuciscus souffia* RISSO, 1826). *Fischökologie* 10: 1-10.

BLESS, R. (1996b): Reproduction and habitat preference of the threatened spirilin (*Alburnoides bipunctatus* Bloch) and soufie (*Leuciscus souffia* Risso) under laboratory conditions (Teleostei: Cyprinidae). In: KIRCHHOFER, A. & HEFTI, D. (Eds.): Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser Verlag: 249 – 258.

SCHWARZ, M. (1996): Verbreitung und Habitatsprüche des Strömers (*Leuciscus souffia* RISSO 1826) in den Fließgewässern der Schweiz. Diplomarbeit, EAWAG, Kastanienbaum.

SCHWARZ, M. (1998): Biologie, Gefährdung und Schutz des Strömers (*Leuciscus souffia*) in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Mitteilungen zur Fischerei Nr. 59, Bern. 60 S.

GILLES, A. et al. (1998): Genetic differentiation and introgression between putative subspecies of *Leuciscus souffia* (Teleostei: Cyprinidae) of the region of the Mediterranean Alps. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2341 – 2354.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

EBERSTALLER, J. & KAMINITSCHEK, A. 2000: Reaktivierung einer technischen FAH – Untersuchung der Passierbarkeit der FAH am KW Staning, im Auftrag der Ennskraftwerke AG und dem Otto Koenig Institut Staning.

EBERSTALLER, J., G. HAIDVOGL & M. JUNGWIRTH, 1997: Gewässer- und fischökologisches Konzept Alpenrhein, Grundlagen zur Revitalisierung mit Schwerpunkt Fischökologie.- Herausgeber: Internationale Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, ISBN 3-9500562-1-3.

KAINZ, E. & GOLLMANN, H.P. (1998): Aufzuchtversuche beim Strömer (*Leuciscus souffia agassizi* ROSSI). Österreichs Fischerei 51: 19 – 22.

PETZ-GLECHNER, R.; PATZNER, R. A. & RIEHL, R. (1998): Die Eier heimischer Fische. 12. Hasel – *Leuciscus leuciscus* (L. 1758) und Strömer – *Leuciscus souffia agassizi* (VALENCIENNES, 1844) (Cyprinidae). Österreichs Fischerei 51: 83 – 90.

STEINER, V. (1995): Fischökologie Mur/Graz. Unveröff. Gutachten.

29.2 Indikatoren und Schwellenwerte

29.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässerstruktur	Überwiegender Teil des Gewässers mit hoher Tiefenvarianz durch räumlich enge Abfolge von Kolken mit Deckungsmöglichkeiten durch Totholz, Wurzelstöcke und Ufervegetation sowie Furten mit lockerem kiesigem Substrat.	Zumindest abschnittsweise gut strukturierte Kolke mit Totholz, Wurzelstöcke und Ufervegetation und Furten mit lockerem, kiesigem Substrat.	Kaum gut strukturierte Kolke mit Totholz, Wurzelstöcke und Ufervegetation und Furten mit lockerem, kiesigem Substrat.
Kontinuumsverhältnisse	Das Gewässer ist nicht durch für Strömer unpassierbare Querverbauungen unterbrochen und die Durchgängigkeit in Zubringer ist gegeben.	Das Gewässer ist zwar durch für Strömer unpassierbare Migrationshindernisse unterbrochen, die einzelnen Abschnitte bieten aber allen Phasen im Lebenszyklus von Strömern geeignete Habitate.	Durch Migrationshindernisse ist das Gewässer derart fragmentiert, dass in einzelnen Abschnitten nicht für alle Phasen im Lebenszyklus von Strömern geeignete Habitate zur Verfügung stehen.
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (<i>Große Strömengewässer wie Inn, Mur oder Drau</i>)	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von mehr als 100 Strömern.	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von 20 bis 100 Strömern.	Der Fang von 20 Strömern gelingt nicht mit der Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten.
Fischdichte (<i>Kleine Strömengewässer wie Bregenzerach, Ferschnitz</i>)	Der Nachweis von mehr als 25 Strömern pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate in zumindest 75 %	Der Nachweis von 5 bis 25 Strömern pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 o-	Der Nachweis von mindestens 5 Strömern pro Strecke gelingt nicht bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate in zumindest 75 %

	von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	der mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.
--	---	--	---

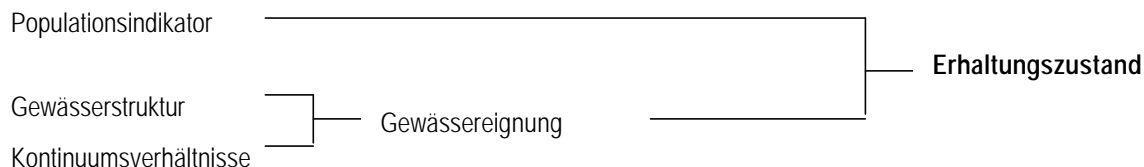
29.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Strömer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Strömer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Strömer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

29.3 Bewertungsanleitung

29.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen einer Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für den Strömer unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Habitat und Beeinträchtigungskindikator.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungskindikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

29.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Strömer-Population vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

30 1134 RHODEUS SERICEUS AMARUS (BLOCH, 1782)

30.1 Schutzobjektsteckbrief

30.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Bitterling

Synonymie: *Rhodeus sericeus* Pallas, 1776; *Cyprinus amarus* Bloch, 1782; *Rhodeus amarus* Bloch, 1782; *Rhodeus lucinae* Walecki, 1863; *Rhodeus genitalis* Walecki, 1863; *Rhodeus amarus* var. *meridionalis* Karaman, 1924; *Rhodeus sericeus sericeus forma strumicae* Karaman, 1955

30.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cyprinidae

Das Konzept der Unterarten und die trinomiale Nomenklatur mit den Unterarten *R. s. amarus*, *R. s. sericeus* und *R. s. sinensis* ist beim Bitterling in Diskussion und wird von manchen Autoren nicht mehr verwendet (HOLCIK & JEDLICKA, 1994).

Merkmale: Körper hochrückig, seitlich abgeplattet; kleines, endständiges Maul; große Schuppen (21 – 44 in einer Längsreihe); Seitenlinie nur 5 – 6 Schuppen lang; Färbung silbrig glänzend, Rücken graugrün, Seiten mit blaugrün leuchtendem Längsstreifen von der Mitte bis zum Schwanzflossenansatz; Zur Laichzeit Männchen prächtig gefärbt, Weibchen mit langer Legeröhre.

30.1.3 Biologie

Der Bitterling verfügt über ein einzigartiges Fortpflanzungsverhalten. Zur Laichzeit im April bis Juni (August) entwickeln die Weibchen eine lange Legeröhre, mit der sie die Eier in Großmuscheln ablegen. Als Wirt kommen die Arten *Unio pictorum*, *U. tumidus*, *Anodonta anatina* und *A. cygnea* in Frage. Aufgrund selektiver Eiablage, Habitatüberschneidung und höherem Bruterfolg haben die ersten drei Arten eine größere Bedeutung für den Bitterling als *A. cygnea* (REYNOLDS et al. 1997; SMITH et al. 2000; MILLS & REYNOLDS, 2002). Die prachtvoll gefärbten Männchen besetzen Reviere über geeigneten Muscheln. Die Weibchen werden angelockt und platzieren einige wenige Eier durch die Ausströmöffnung in die Kiemenhöhle der Muschel. Darauf folgend geben die Männchen ihr Sperma über der Muschel ab, das mit dem Atemwasser in die Mantelhöhle gelangt. Dieser Vorgang wiederholt sich mit mehreren Muscheln über die gesamte Laichzeit. Pro Weibchen werden Eizahlen von 60 bis über 500 angegeben (ALDRIDGE, 1999; GERSTMEIER & ROMIG, 1998). Diese Eizahl ist für Cypriniden ungewöhnlich gering, was durch einen großen Durchmesser von 2 bis 3 mm und den hohen Aufwand bei der Eiablage ausgeglichen wird. Die Entwicklungsdauer der Embryos innerhalb der Muschel dauert 3 – 6 Wochen. Nach der Adsorption des Dottersackes schwimmen die etwa 10,5 mm großen Larven vermutlich aktiv aus der Muschel (ALDRIDGE, 1999) und sind dann in der Drift nachzuweisen (REICHARD et al. 2001). Die Lebensdauer des Bitterlings wird mit 3,5 bis 5 Jahren angegeben. Die Geschlechtsreife wird im 2. Lebensjahr erreicht.

Die Nahrung besteht aus benthischen Invertebraten, besonders bei großen Exemplaren aber vorwiegend von Detritus und pflanzlichem Material (PRZYBYLSKI & WINFIELD, 1996)

30.1.4 Autökologie

Entscheidend für die Reproduktion des Bitterlings sind ausreichende Bestände von Großmuscheln. Dementsprechend kommt *R. sericeus* vor allem in pflanzenbewachsenen Uferzonen

von stehenden und langsam fließenden Gewässern mit Schlamm- oder Sandgrund vor. Häufig ist er in Altarmen großer Flüsse zu finden. Aufgrund der sich während der Ontogenese verändernden Habitatansprüche (REICHARD et al. 2001, 2002) braucht der Bitterling strukturell vielfältige Gewässer.

30.1.5 Populationsökologie

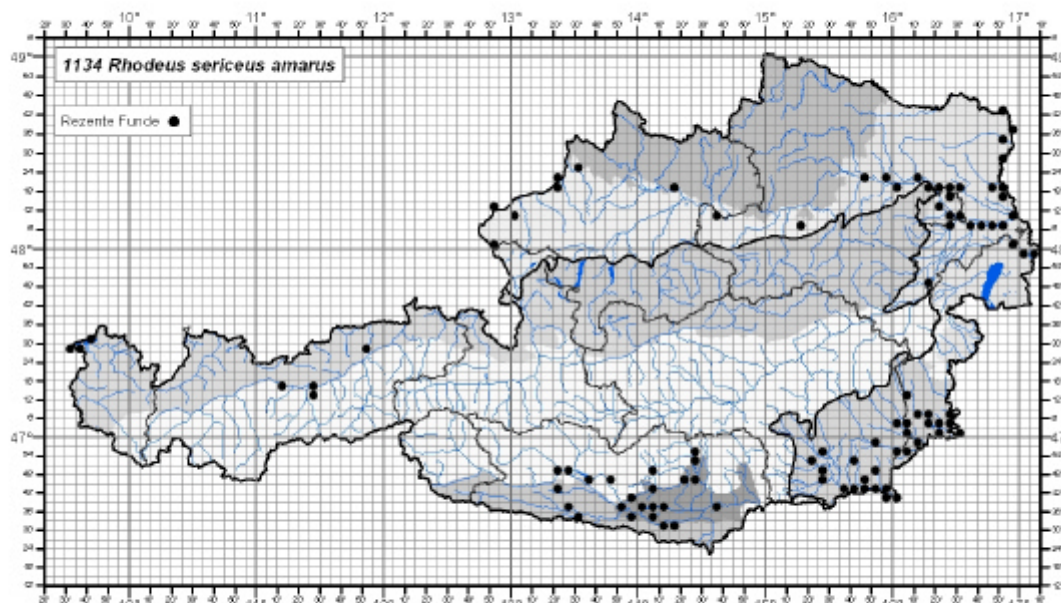
Über Populationsdichten und –struktur von *Rhodeus* sind keine Informationen verfügbar. Aufgrund der geringen Eizahl, der großen Eier und der hohen elterlichen Fürsorge (Eiablage in Großmuscheln) weisen die Jungfische eine sehr hohe Überlebensrate auf. Dementsprechend ist diese Art als K-Strategie anzusehen.

30.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Art *Rhodeus sericeus* verfügt über eine disjunkte Verbreitung seiner Unterarten in der Paläarktis: Die Unterart *R. s. amarus* kommt in Zentral- und Osteuropa vor, während *R. s. sinensis* und *R. s. sericeus* auf dem asiatischen Kontinent verbreitet sind.

Europa: Die europäische Unterart *R. s. amarus* ist von der Loire und England bis zum Ural und dem Kaspischen Meer in allen europäischen Bioregionen verbreitet. Der Bitterling fehlt im westlichen Mittelmeerraum.

Österreich: Ursprünglich war der Bitterling österreichweit verbreitet. Heute ist er in allen Bundesländern außer in Salzburg nachgewiesen. Hauptsächlich besiedelt die Art Seen und Altgewässer entlang größerer Flüsse wie Donau, Inn, March-Thaya, Mur, Lafnitz. Aber auch vorwiegend langsam fließende Abschnitte dieser Fließgewässer selbst in Flüssen wie der Drau, Leitha, Sulm, Fischa, Schwechat etc. weisen Bestände auf.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

30.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: -

Österreich: Gefährdungskategorie 3 „Gefährdet“

Schutzstatus: Anhang II der FFH- Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Durch das fast völlige Verschwinden funktionierender Ausysteme und den Verlust langsam strömender Bereiche in regulierten Fließgewässerabschnitten ist das Areal des Bitterlings in Österreich stark geschrumpft. Durch weiter andauernde Einengung und Verschlechterung des verbleibenden Verbreitungsgebietes durch Verlandungserscheinungen, Gewässereintiefung und dergleichen ist mit einem weiteren Rückgang dieser Art zu rechnen.

Gefährdungsursachen: Die hauptsächliche Gefährdungsursache für den Bitterling ist im Lebensraumverlust zu sehen. Durch Trockenlegung, Verlandung, Regulierung und damit einhergehender Grundwassereintiefung sowie veränderter Neubildung von Augewässern durch ihrer natürlichen Dynamik beraubte Fließgewässer sowie aktiver Verfüllung von Kleingewässern nimmt die Zahl potenzieller Habitate stetig ab.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Besondere Bedeutung für den Schutz des Bitterlings hat neben Erhalt und Verbesserung seiner Lebensräume der Schutz der für die Reproduktion notwendigen Großmuscheln, deren Bestände vor allem durch Lebensraumverlust, aber auch aufgrund der Prädation durch die gebietsfremde Bismarckratte rückläufig sind.

30.1.8 Verantwortung

Aufgrund des großen Anteils anderer EU 15 Staaten am Verbreitungsgebiet dieser Art kommt den österreichischen Beständen im europäischen Kontext nur eine mäßige Bedeutung zu.

30.1.9 Kartierung

Zum Nachweis von Bitterlingen sind neben elektrofischereilichen Methoden prinzipiell auch Driftnetzbefischungen und Aufsammeln von infizierten Muscheln möglich.

30.1.10 Wissenslücken

Aufgrund der interessanten Fortpflanzung, des großen Verbreitungsgebietes und der beliebten Haltung im Aquarium ist das Wissen über Taxonomie, Reproduktionsverhalten, Entwicklungsbiologie und Ökologie des Bitterlings sehr gut.

30.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

ALDRIDGE, D. C. (1999): Development of European bitterling in the gills of freshwater mussels. *J. Fish Biol.* 54 (1): 138 – 151.

HOLCÍK, J. & JEDLICKA, L. (1994): Geographical variation of some taxonomically important characters in fishes: The case of the bitterling *Rhodeus sericeus*. *Environ. Biol. Fish.* 41 (1/4): 147 – 170.

MILLS, S. C. & REYNOLDS, J. D. (2002): Host species preferences by bitterling, *Rhodeus sericeus*, spawning in freshwater mussels and consequences for offspring survival. *Animal behaviour* 63: 1029-1036.

PRZYBYLSKI, M. & WINFIELD, I. J. (1996): The diel feeding pattern of bitterling, *Rhodeus sericeus amarus* (Bloch) in the Wieprz-Krzna Canal, Poland. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 43 (2): 203 – 212.

REICHARD, M.; JURAJDA, P. & VACLAVIK, R. (2001): Drift of larval juvenile fishes: A comparison between small and large lowland rivers. In: SCHIEMER, F. & KECKEIS, H. (Eds.): 0+ fish as indicators of the ecological status of large rivers. *Large Rivers* 12 (2-4): 373 – 389.

REICHARD, M.; JURAJDA, P.; SIMKOVA, A. & MATEJUSOVA, I. (2002): Size-related habitat use by bitterling (*Rhodeus sericeus*) in a regulated lowland river. *Ecol. Freshw. Fish* 11 (2): 112 – 122.

REYNOLDS, J.D.; DEBUSE, V.J. & ALDRIDGE, D.C. (1997): Host specialisation in an unusual symbiosis: European bitterlings spawning in freshwater mussels. *Oikos* 78: 539 – 545.

SMITH, C. et al. (2000): Adaptive host choice and avoidance of superparasitism in the spawning decisions of bitterling (*Rhodeus sericeus*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 48: 29 – 35.

SMITH, C.; REICHARD, M.; JURAJDA, P. & PRZYBYLSKI, M. (2004): Review: The reproductive ecology of the European bitterling (*Rhodeus sericeus*). *J. Zool. Lond.* 262: 107 – 124.

30.2 Indikatoren und Schwellenwerte

30.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Uferstruktur	Litoral oder Uferzone flächig durch Totholz, Makrophyten oder Ufervegetation strukturiert.	Litoral oder Uferzone abschnittsweise durch Totholz, Makrophyten oder Ufervegetation strukturiert.	Litoral oder Uferzone kaum durch Totholz, Makrophyten oder Ufervegetation strukturiert.
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte	Der Nachweis von mehr als 10 Bitterlingen pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 2 bis 10 Individuen pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 2 Bitterlingen pro Strecke gelingt nicht bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.

30.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Bitterling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.

B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Bitterling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.

C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Bitterling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

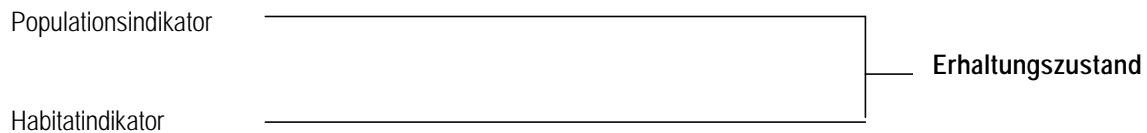
30.3 Bewertungsanleitung

30.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird der Bitterlingsbestand in einem stehenden Gewässer oder einer durchgehend besiedelten Fließgewässerstrecke bezeichnet. Der Nachweis in großen Fließgewässern und stehenden Gewässern erfolgt durch Elektrofischung des Uferbereichs (Litorals), wobei

besonderes Augenmerk auf durch Makrophyten bewachsene Bereiche gelegt wird. In kleinen Gewässern erfolgt die Befischung auf der gesamten Breite.

Die Bewertung der Population erfolgt durch Kombination von Populations- und Habitatindikator.



Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Habitatindikator	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

30.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Bitterling-Population vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

31 1138 BARBUS PELOPONNESIUS (VALENCIENNES, 1942)

31.1 Schutzobjektsteckbrief

31.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Semling, Hundsbearbe

Synonymie: *Barbus petenyi* Heckel, 1847; *Barbus meridionalis petenyi* Heckel, 1847; *Pseudobarbus leonhardi* Bielz, 1853; *Barbus rebeli* Koller, 1926; *Barbus peloponnesius rebeli* Koller, 1926; *Barbus cyclolepis waleckii* Rolik, 1970

Die in der FFH Liste genannte systematische Einheit *B. meridionalis* beinhaltet entsprechend des aktuellen Kenntnisstandes (KOTTELAT, 1997) mehrere Arten (vielleicht auch Unterarten), so auch die in Österreich vorkommende Art *Barbus peloponnesius*, die wahrscheinlich ident mit *B. (meridionalis) petenyi* ist (KARAKOUSIS et al. 1993, 1995).

31.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cyprinidae

Merkmale: Langgestreckter Körper mit fast gerader Bauchlinie; Totallänge 20 bis 25 cm, selten bis 40 cm; Maul unterständig mit 2 Barteln auf der Oberlippe und 2 Barteln in den Mundwinkeln; stumpfe Schnauze; längsten Rückenflossenstrahl weich, Hinterrand nicht gesägt; lange Analflosse, reicht bis zum Ansatz der Schwanzflosse; Färbung bräunlich-grün; Rücken und Seite marmoriert mit unregelmäßigen dunklen Flecken; Rücken- und Schwanzflosse mit zu Bändern zusammengefassten schwarzen Flecken;

31.1.3 Biologie

Über die Biologie des Semlings ist wenig bekannt. Ernährungs- und Reproduktionsbiologie von *B. meridionalis* und *B. barbus* werden als sehr ähnlich angenommen. Deshalb sind Hybride zwischen diesen beiden Arten nicht ungewöhnlich (PONCIN, JEANDARME & BERREBI, 1994; LELEK, 1987).

31.1.4 Autökologie

Es gibt wenige Informationen über die Ökologie des Semlings, man nimmt jedoch an, dass seine Ansprüche der Barbe sehr ähnlich sind. Der Semling soll eher die weiter stromauf liegenden (hyporhithrale und epipotamale) Gewässer und bei sympatrischem Vorkommen mit *Barbus barbus* eher seichtere Zonen besiedeln. In seinem osteuropäischen Verbreitungsgebiet soll der Semling vor allem in der Äschenregion (Hyporhithral) vorkommen und dort den Leitfisch Äsche ersetzen (LELEK, 1987).

31.1.5 Populationsökologie

Über die Populationsökologie der Art ist aufgrund der wenigen Vorkommen und fehlender detaillierter Studien praktisch nichts bekannt.

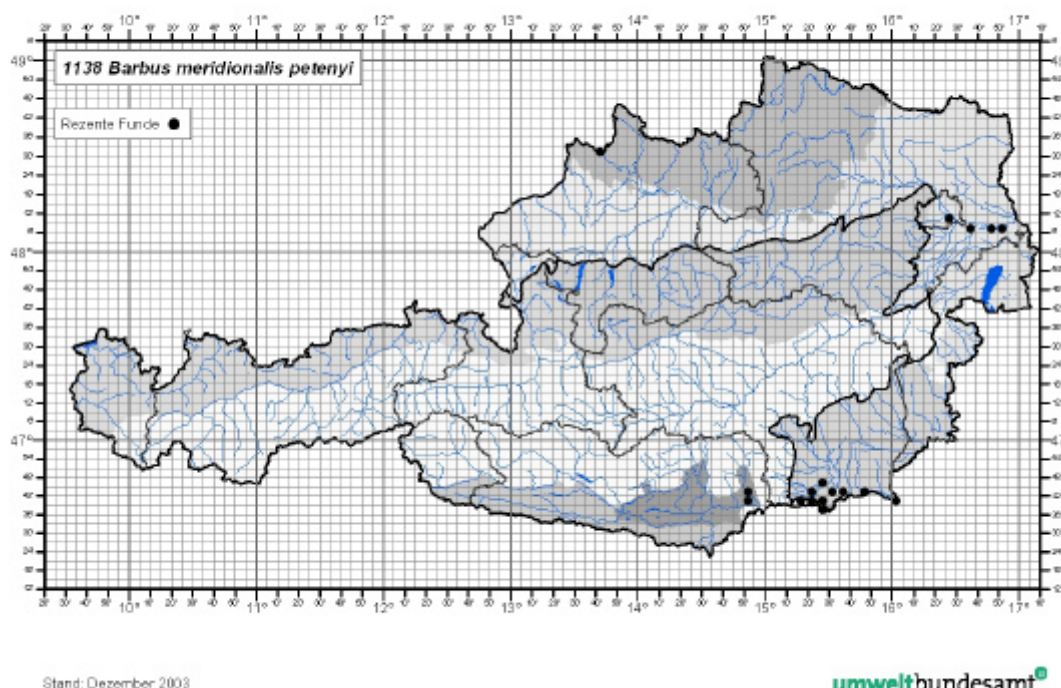
31.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Aufgrund der unklaren Abgrenzung von *B. peloponnesius* zu *B. meridionalis* und der missverständlichen Taxonomie ist das tatsächliche Verbreitungsgebiet des Semlings schwierig anzugeben. *B. meridionalis* kommt im Westen auf der Iberischen Halbinsel, im Rhone-Einzugsgebiet und in Nord- und Zentralitalien vor (LELEK, 1987). Dieses Verbreitungsgebiet ist getrennt vom östlichen Vorkommen im Einzugsgebiet der mittleren Donau, Oberlauf

der Oder, Weichsel- und Passargebiet und Dnjestrbecken, das hier der Art *B. peloponesius* zugeordnet wird. Der westlichste Nachweis gelang bis jetzt in der oberösterreichischen Donau bei Engelhartzell (ZAUNER, 1998).

EU: Österreich ist der einzige EU 15 Staat mit Beständen des Semlings, welche in der kontinentalen biogeographischen Region liegen.

Österreich: Die wenigen bekannten Vorkommen sind sehr kleinräumig und isoliert und beschränken sich auf wenige Nachweise in der Donau (ZAUNER, 1998; JANISCH, pers. Mitt. in SPINDLER, 1997) sowie die Grenzmuir und wenige kleinere Gewässer in der Steiermark und in Kärnten, wie Gamlitzbach oder Saggau (WOSCHITZ, mündl. Mitt.) oder Lavant (HONSIGERLENBURG, 2001). Allerdings wurde und wird der Semling aufgrund seiner Ähnlichkeit zur Barbe, *Barbus barbus*, häufig übersehen, sodass weitere Fundorte für die Zukunft zu erwarten sind.



31.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: -

Österreich: Gefährdungskategorie 0 „ausgestorben“. Diese Einstufung ist aufgrund einiger Neunachweise nicht mehr aktuell und wird auf Kategorie 1 „vom Aussterben bedroht“ geändert.

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenz: Prinzipiell ist die Entwicklungstendenz des Semlings aufgrund des erst seit wenigen Jahren bekannten Vorkommens in Österreich schwierig abzuschätzen. Lokal sind die oftmals isolierten Bestände massiv durch Fischsterben existentiell bedroht.

Gefährdungsursachen: Als Gefährdungsursachen sind vor allem Gewässerregulierung und Kontinuumsunterbrechungen maßgeblich. Besonders in den kleinen, abflussschwachen Ge-

wässern in der Steiermark sind die Bestände aber auch durch Einleitung von Abwässern und Trockenfallen in niederschlagsarmen Sommern gefährdet. Auch falsche Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Besatz von Karpfen oder Regenbogenforellen können negative Folgen auf Bestände haben.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Leitbildkonforme Restrukturierungsmaßnahmen im angestammten Verbreitungsgebiet könnten die Lebensraumqualität für den Semling verbessern. In kleinen Fließgewässern ist die Vermeidung von Gewässerverschmutzungen entscheidend, wo bereits geringe Einleitungen zur Vernichtung von Beständen führen können und eine Wiederbesiedelung oft durch Kontinuumsunterbrechungen unterbunden wird.

31.1.8 Verantwortung

Nachdem die einzigen bekannten Vorkommen des Semlings in der EU 15 in Österreich liegen, besteht hier eine ganz besondere Verantwortung für den Erhalt dieses Schutzgutes. Die westeuropäischen Populationen von *B. meridionalis* sind geographisch und genetisch vom Semling isoliert.

31.1.9 Kartierung

Die Erhebung im Freiland kann mit diversen elektrofischereilichen Methoden erfolgen. Aufgrund der Ähnlichkeit zu *B. barbus* ist bei der Bestimmung im Freiland besondere Vorsicht gefordert!

31.1.10 Wissenslücken

Der Semling gehört hinsichtlich systematischer Abgrenzung, Taxonomie, Verbreitung, Biologie und Ökologie zu den am schlechtesten bekannten Fischarten Österreichs. Für einen nachhaltigen Schutz besteht dringender Bedarf nach fundiertem Wissen über diese Art.

31.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- CHITRAVADIVELU, K. (1972): A note on the growth of *Barbus meridionalis petenyi* Heckel, 1847 (Pisces: Cyprinidae). Vestn. Cesk. Spol. Zool. 36 (2): 93 – 96.
- DOADRIO, I. (1990): Phylogenetic relationships and classification of western palearctic species of the genus *Barbus* (Osteichthyes, Cyprinidae). Aquat. Living Resour. 3: 265 – 282.
- KARAKOUSIS, Y. et al. (1993): Multivariate analysis of the morphological variability among *Barbus peloponnesius*, (Cyprinidae) populations from Greece and two populations of *B. meridionalis meridionalis* and *B. meridionalis petenyi*. CYBIUM 17 (3): 229 – 240.
- KARAKOUSIS, Y. et al. (1995): Phylogenetic relationships of *Barbus peloponnesius* Valenciennes, 1842 (Osteichthyes: Cyprinidae) from Greece and other species of *Barbus* as revealed by α -lozyme electrophoresis. Biochem. Syst. Ecol. 23 (4): 365 – 375.
- PONCIN, P.; JEANDARME, J. & BERREBI, P. (1994): A behavioural study of hybridization between *Barbus barbus* and *Barbus meridionalis*. J. Fish Biol. 45 (3): 447 – 451.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

- HONSIG-ERLENBURG, W. (2001): Der Semling (*Barbus peloponnesius* VALENCIENNES, 1842) – eine verschollene Fischart in Kärnten – wieder entdeckt. Österreichs Fischerei 54: 120 – 122.
- WALLNER, W. (1953): *Barbus petenyi*, der Semling, in Niederösterreich. – Allgem. Fischereizeitung 78 (10): 221.
- ZAUNER, G. (1998): Der Semling – eine verschollene Fischart wurde wieder entdeckt. Österreichs Fischerei 51: 218.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Gerhard WOSCHITZ: Österreichischer Fischereiverband. Haberlgasse 32/13. A-1160 Wien. Tel. 01/4957924. email: woschitz@fischerei-verband.at

31.2 Indikatoren und Schwellenwerte**31.2.1 Indikatoren für die Population**

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässermorphologie	Überwiegender Teil (> 50%) der Gewässerstrecke mit leitbildkonformer morphologischer Ausstattung (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).	Gewässer zumindest streckenweise (=30%) mit heterogener morphologischer Ausstattung (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).	Gewässer weitgehend (>70%) mit monotoner Morphologie (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).
Kontinuums- und Gewässergüteverhältnisse	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet (> 75% der Lauflänge) ohne Kontinuumsunterbrechungen. UND: Abflussmenge und Gewässergüte führen auch in extremen Jahren nicht zu Fischsterben.	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet mit Kontinuumsunterbrechungen, die mit für Semlinge passierbaren Fischaufstiegshilfen ausgestattet sind. UND: Abflussmenge und Gewässergüte führen nur in extremen Jahren zu lokal begrenzten Fischsterben.	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet mit Kontinuumsunterbrechungen ohne oder mit nicht für Semlinge passierbaren Fischaufstiegshilfen. ODER: Abflussmenge und Gewässergüte führen nicht nur in extremen Jahren zu Fischsterben.
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (Kleine Semlingsgewässer wie Gamlitzbach, Lavant)	Der Nachweis von mehr als 10 Semlingen pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von mehreren Semlingen (2-10 Individuen) pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 2 Semlingen pro Strecke gelingt nicht bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.
Fischdichte (Große Semlingsgewässer wie Donau, Grenz-mur)	Bei der Befischung von 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot gelingt der Nachweis von mehr als 10 Semlingen.	Bei der Befischung von 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot gelingt der Nachweis von 3 - 10 Semlingen.	Zum Nachweis von 3 Semlingen ist die Befischung von mehr als 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot notwendig.

31.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Semling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Semling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Semling potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

31.3 Bewertungsanleitung

31.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird eine durchgängig mit Semlingen besiedelte Gewässerstrecke betrachtet, die auch mehrere Fließgewässer umfassen kann. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Habitat- und Beeinträchtigungsindikator.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungsindikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

31.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Semlingspopulation vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

32 1139 RUTILUS FRISII MEIDINGERI (HECKEL, 1952)

32.1 Schutzobjektsteckbrief

32.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Perlfisch

Synonymie: *Cyprinus grislagine* Meidinger, 1790; *Cyprinus wiresuba* Güldenstädt, 1791; *Leuciscus frisii* Nordmann, 1840; *Rutilus frisii* (Nordmann, 1840); *Rutilus (Pararutilus) frisii* Nordmann, 1840; *Leuciscus medingeri* Heckel, 1851; *Rutilus meidingeri* Heckel, 1851; *Rutilus (Pararutilus) frisii meidingeri* Heckel, 1852; *Pararutilus frisii meidingeri* Heckel, 1852; *Gardonus wyrozub* Walecki, 1863; *Rutilus (Pararutilus) frisii forma kutum* Kamensky, 1899; *Leuciscus frisii caspius* Lönnberg, 1900; *Leuciscus frisii var. kutum* Kamensky, 1901; *Rutilus (Pararutilus) frisii forma velecensis* Chichkoff, 1922; *Rutilus frisii velecensis* Chichkoff, 1932; *Leuciscus frisii meidingeri*, *Leuciscus grislagine* Meidinger

32.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cyprinidae

Merkmale: Körperform spindelförmig, fast drehrund, bis über 70 cm; große Schwanzflosse; kleines Maul durch vorspringende, abgerundete Schnauze leicht unterständig; kleine Schuppen (62-67 entlang der Seitenlinie); Schlundzähne einreihig; Färbung silbrig bis messingfarben; Männchen zur Laichzeit mit starkem Laichausschlag auf Kopf und der oberer Körperhälfte

32.1.3 Biologie

Die Perlfische führen Anfang Mai bei Wassertemperaturen von 10 bis 12 °C Laichwanderungen in die Seenzubringer durch (Attersee: Mondseer Ache; Wolfgangsee: Ischl), um dort auf flach überfluteten, kiesigen Stellen abzulaichen. Die Laichgesellschaft setzt sich zu etwa 90% aus Milchneern und 10% aus Rognern zusammen, die auf Kopf und Rücken einen auffallend großen, dornartigen Laichausschlag bilden. Die Eizahl liegt bei 32.000 bis 35.000 Stück pro kg. Die Nachkommen der Wolfgangsee-Perlfische wandern im Herbst bei einer Länge von 4,2 bis 6,6 cm stromauf aus der Ischl zurück in den See. Ein Alter von 15 Jahren bei einer Länge von 70 cm ist dokumentiert (KAINZ & GOLLMANN, 1997). Die Geschlechtsreife soll nach drei bis fünf Jahren eintreten. Über die Ernährung des Perlfisches ist wenig bekannt.

32.1.4 Autökologie

Über die Habitatansprüche der Perlfische ist sehr wenig bekannt. Wie aus Angaben der Berufsfischer und den Langleinenfängen der Donau zu schließen ist, halten sich die Adultfische sowohl in der Donau als auch in den Seen in großen Tiefen auf.

32.1.5 Populationsökologie

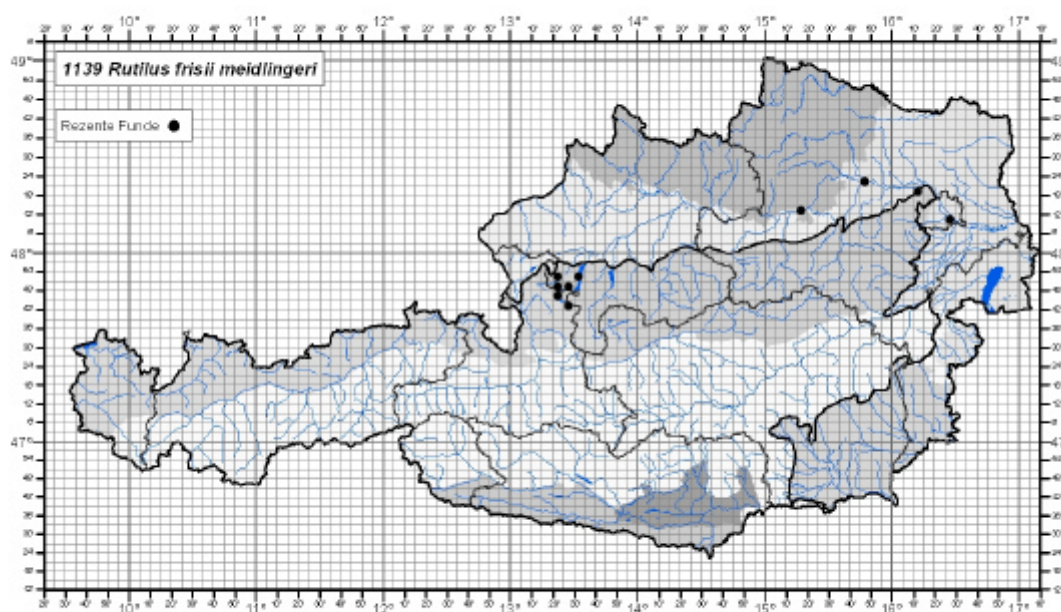
Die Populationsökologie des Perlfisches ist besonders in der Donau, aber auch in den Alpenseen praktisch unbekannt.

32.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Art *R. frisii* ist in mehreren Unterarten in Eurasien verbreitet: Die Stammform *R. f. frisii* kommt lebt als anadrome Wanderform im Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres. Die Unterarten *R. f. velecensis* und *R. f. kutum* treten im Gebiet des Asowschen und Schwarzen Meeres auf. Mitteleuropäisch verbreitet ist die Subspezies *R. f. meidingeri*.

Europa: Die Unterart *R. frisii meidingeri* ist in Europa in den EU 15 Mitgliedsstaaten Deutschland und Österreich (Kontinentale und Alpine Bioregion) heimisch. Bestände gibt es nur in den österreichischen Voralpenseen sowie in der oberen Donau. Die Population im bayrischen Chiemsee gilt als ausgestorben, eine Wiederansiedlung durch Nachkommen von Attersee-Perlfischen wird jedoch versucht (FUCHS et al. 1999).

Österreich: Die einzigen bedeutsamen Perlfischbestände gibt es in den Voralpenseen im Salzburger und Oberösterreichischen Salzkammergut (Traun-, Atter-, Mond-, Wolfgangsee). Im Traunsee gilt die Art als verschollen. Einzelne Nachweise wurden aus den Stauräumen Melk, Altenwörth und Greifenstein in der niederösterreichischen Donau und in der Fließstrecke östlich von Wien erbracht.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

32.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: endangered

Österreich: Gefährdungskategorie 5 „Nicht zuordenbar“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Über die Entwicklung der Donaupopulation kann wegen der geringen Zahl der Nachweise keine Aussage getroffen werden. Die Bestände im Atter- und Wolfgangsee sind stark und in den letzten Jahren deutlich zunehmend (KAINZ & GOLLMANN, 1997).

Gefährdungsursachen: Für die Reproduktion der Seenpopulationen sind intakte Zubringer ohne Migrationshindernisse von entscheidender Bedeutung und müssen unbedingt erhalten werden. Aufgrund fehlender Informationen kann über potenzielle Gefährdungsursachen der Donaupopulation nur spekuliert werden.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Wesentliche positive Auswirkungen auf die Perlfischbestände wären durch Verbesserungsmaßnahmen in den Seenzubringern (Rückbau, Entfernung von Migrationshindernissen) zu erreichen.

32.1.8 Verantwortung

Weil weltweit die einzigen nachgewiesenen reproduzierenden Vorkommen des Perlfisches (Unterart *R. frisii meidingeri*) in den österreichischen Voralpenseen liegen, obliegt Österreich die alleinige Verantwortung für den Erhalt dieser Populationen !

32.1.9 Kartierung

Der Nachweis der Perlfische der Seenpopulationen ist mit Ausnahme der Laichzeit, wo Laichtiere der Seenpopulationen durch Elektrobefischung in den Zubringern gut zu dokumentieren sind, durch Netzbefischungen möglich, die aufgrund der hohen Mortalität und geringen Selektivität jedoch problematisch sind. Nachweise aus der Donau sind aufgrund der Lebensweise in großer Tiefe sind mehr oder weniger Zufallsfänge. Trotz intensiver Elektrofischerei konnten hier nur einzelne Exemplare gefangen werden, vorwiegend durch Langleinenbefischungen an tiefen Stellen in der Strommitte.

32.1.10 Wissenslücken

Das Wissen über den Perlfisch ist mit Ausnahme der Reproduktionsbiologie durchwegs sehr schlecht. Kenntnisse über Populationsdichte- und -struktur sowie Habitatansprüche wären dringend erforderlich. Besonders die Biologie und Populationsgröße des Perlfisches in der Donau ist aufgrund der methodischen Schwierigkeiten praktisch unbekannt!

32.1.11 Literatur und Quellen

Mit speziellem Österreich-Bezug:

FUCHS, H.; SCHLEE, P.; ROTTMANN, O.; STEIN, H. (1999): Untersuchung von Perlfischen (*Rutilus frisii meidingeri*, HECKEL) aus dem Wolfgangsee und dem Attersee auf genetische Unterschiede mit molekulargenetischen Markern. Österreichs Fischerei 52: 57 – 62.

JÄGER, P. & SCHILLING, I. (1988): Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Stand 1898. Österreichs Fischerei 41: 202 – 209.

KAINZ, E.; GOLLMANN, H.P. (1997): Beiträge zur Biologie und Aufzucht des Perlfisches *Rutilus frisii meidingeri* (NORDMANN). Österreichs Fischerei 50: 91 – 98.

PATZNER, R.A.; RIEHL, R. & GLECHNER, R. (1996): Die Eier heimischer Fische. 11. Plötze – *Rutilus rutilus* (L., 1758) und Perlfisch – *Rutilus frisii meidingeri* (Heckel, 1852) (Cyprinidae). Fischökologie 9: 15 – 26.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Josef WANZENBÖCK: Institut für Limnologie. Mondseestr. 9. A-5310 Mondsee. Tel. 06232/3125-19. email: joseph.wanzenboeck@oeaw.ac.at

Mag. Hubert GASSNER, Hans-Peter GOLLMANN, Dr. Erich KAINZ: Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde. Bundesamt für Wasserwirtschaft. Scharfling 18. A-5310 Mondsee. Tel. 06232/3847. email: hubert.gassner@baw.at; erich.kainz@relay.baw.at;

32.2 Indikatoren und Schwellenwerte

32.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Zustand der Laichgewässer (<i>Seen</i>) ³³	Natürlich strukturierte Zubringer mit dynamischer Umlagerung von kiesigem Substrat sind vorhanden und bei jedem Wasserstand über viele hundert Meter aus dem See einwanderbar.	Zubringer mit kiesigem Substrat sind vorhanden und meist über zumindest einige hundert Meter aus dem See einwanderbar.	Zubringer mit kiesigem Substrat fehlen oder sind nicht einige hundert Meter aus dem See einwanderbar.
Populationsindikatoren	A	B	C
Laichmigrationen (<i>Seen</i>)	Zahl der in die Laichgewässer aufsteigenden Individuen über mindestens 3 Jahre steigend oder auf hohem Niveau stabil.	Zahl der in die Laichgewässer aufsteigenden Individuen über mindestens 3 Jahre stabil oder mit leicht abnehmendem Trend auf hohem Niveau.	Zahl der in die Laichgewässer aufsteigenden Individuen über mindestens 3 Jahre deutlich abnehmend.
Nachweis-Frequenz (<i>Donau</i>)	Bei einer umfassenden Fischbestandserhebung zu mindestens 2 Terminen à 10 Befischungstage mit verschiedensten Methoden (Elektrofischerei, Langleinen, Netzbefischungen, Uferzugnetze und dergleichen) können mehr als 10 Individuen nachgewiesen werden.	Bei einer umfassenden Fischbestandserhebung zu mindestens 2 Terminen à 10 Befischungstage mit verschiedensten Methoden (Elektrofischerei, Langleinen, Netzbefischungen, Uferzugnetze und dergleichen) können 2 bis 10 Individuen nachgewiesen werden.	Bei einer umfassenden Fischbestandserhebung zu mindestens 2 Terminen à 10 Befischungstage mit verschiedensten Methoden (Elektrofischerei, Langleinen, Netzbefischungen, Uferzugnetze und dergleichen) können nicht 2 Individuen nachgewiesen werden.

32.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen mit Erhaltungszustand A;
 B: Alle Populationen mit Erhaltungszustand A oder B;
 C: Mindestens eine Population mit Erhaltungszustand C.

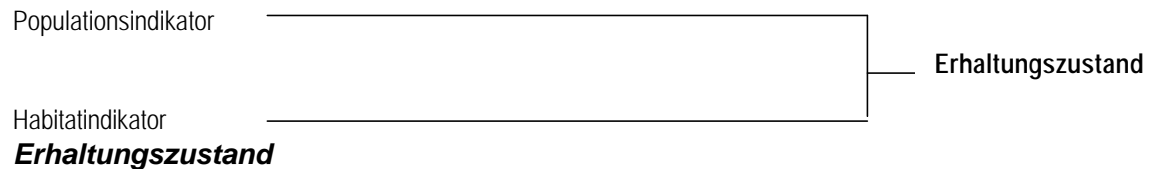
32.3 Bewertungsanleitung

32.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller einen See bewohnenden Perlfische betrachtet. Die Bewertung ergibt sich aus der Kombination des Populationsindex mit dem Habitatindex. In der

³³ Donau: Aufgrund fehlenden Wissens über Reproduktion und Habitatpräferenz des Perlfisches in der Donau kann kein Habitatindikator definiert werden. Hier wird der Populationsindikator für den Erhaltungszustand übernommen.

Donau wird die Population als die Gesamtheit aller Individuen verstanden, die eine nicht durch für Perlfische unpassierbare Querbauwerke unterbrochene Gewässerstrecke, sprich einen Stauraum oder eine Fließstrecke, besiedeln. Weil kein Habitatindikator für die Donau definiert werden kann, wird hier ausschließlich der Populationsindikator für den Erhaltungszustand herangezogen.



		Populationsindikator		
		A	B	C
Habitat-indikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

32.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Wenn in einem Gebiet mehrere Populationen, sprich besiedelte Seen, liegen, so wird der Erhaltungszustand der schlechteren Population für das Gebiet übernommen.

33 1141 CHALCALBURNUS CHALCOIDES MENTO (AGASSIZ, 1832)

33.1 Schutzobjektsteckbrief

33.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Seelaube, Mairenke, Schiedling

Synonymie: *Cyprinus chalcoides* Gueldenstaedt, 1772; *Cyprinus clupeoides* Pallas, 1776; *Aspius mento* Perty, 1832; *Aspius heckelii* Fitzinger, 1832; *Aspius mento* Heckel, 1836; *Chalcalburnus mento* Heckel, 1836; *Alburnus mentoides* Kessler, 1859; *Chalcalburnus chalcoides mentoides* Kessler, 1859; *Alburnus longissimus* Warpachovski, 1892; *Alburnus latissimus* Kamensky, 1901; *Alburnus chalcoides* var. *danubicus* Antipa, 1909; *Alburnus chalcoides derjugini* Berg, 1923; *Chalcalburnus chalcoides derjugini* Berg, 1923; *Chalcalburnus chalcoides aralensis* Berg, 1923; *Alburnus chalcoides sapancae* Battalgil, 1941; *Alburnus chalcoides nicacensis* Battalgil, 1941; *Alburnus chalcoides carinatus* Battalgil, 1941; *Alburnus chalcoides istanbulensis* Battalgil, 1941; *Chalcalburnus chalcoides istanbulensis* Battalgil, 1941; *Chalcalburnus chalcoides mandrensis* Drensky, 1943; *Chalcalburnus chalcoides schischkovi* Drensky, 1943; *Chalcalburnus chalcoides iranicus* Svetovidov, 1945; *Chalcalburnus chalcoides macedonicus* Stephanidis, 1971; *Alburnus mento* Agassiz, 1832; *Aspius mento* Agassiz, 1832

33.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cyprinidae

Merkmale: Bis 40 cm langer, seitlich abgeflachter Körper; Oberständiges Maul mit schräg nach oben gerichteter Maulspalte; verdicktes, vorstehendes Unterkiefer; Bauchkiel zwischen Bauch- und Afterflosse nur hinten beschuppt; Afterflosse beginnt hinter dem Hinterende der Rückenflosse; Afterflosse mit 17 – 20 Strahlen; kleine Schuppen (58 – 70 entlang der Seitenlinie); Färbung silbrig, Rücken dunkelgrün mit stahlblauem Schimmer.

33.1.3 Biologie

Die Seelaube laicht in den Monaten Mai und Juni bei Wassertemperaturen von 12 bis 18 °C im mehreren Etappen, vor allem in den Zu- und Abflüssen sowie deren Mündungsbereichen in Seen im Flachwasser auf Kies und Steinen. Die Männchen entwickeln einen Laichauschlag auf Kopf und Rücken. Die Eier verfügen über keine Haftvorrichtungen, die Eizahl ist unbekannt (RIEHL, PATZNER & GLECHNER, 1993). Die optimale Entwicklungstemperatur der Embryonen liegt zwischen 12 und 20 °C. Über 22 °C ist der Schlüpfefolg reduziert (HERZIG & WINKLER, 1985). Die frisch geschlüpften Larven leben versteckt im Kieslückensystem, bis ihr Dottersack aufgebraucht ist.

Die Seelaube ernährt sich von Anflug und Plankton, besonders von großen Cladoceren wie *Leptodora*, *Bythotrephes* und *Daphnia* (ORELLANA, 1985; RYDLO, 1985; NAUWERCK, MUGIDDE & RITTERBUSCH, 1990).

Über Altersstruktur und Wachstum von Mairerken gibt es wenig Angaben, belegt ist eine Länge von 35 cm bei einem Alter von 9 Jahren (LELEK, 1987).

33.1.4 Autökologie

Besondere Ansprüche stellt die Seelaube aufgrund ihrer Vermehrungsstrategie an die Ufermorphologie von Seen und deren Zuflüsse. Unverbaute, saubere Kiesufer und durchgängige Ein- und Ausmündungen der Zubringer dürften essentiell für den Reproduktionserfolg sein.

Über die Aufenthaltstiefe der Mairenke in Seen gibt es wenig veröffentlichte Angaben. Die Tiere dürften mehr oder weniger den diurnalen Vertikalwanderungen des Planktons folgen und dementsprechend entweder im obersten Epilimnion (NAUWERCK, MUGIDDE & RITTERBUSCH, 1990) oder in tiefen Schichten (RIEHL, PATZNER, GLECHNER, 1993) anzutreffen sein.

33.1.5 Populationsökologie

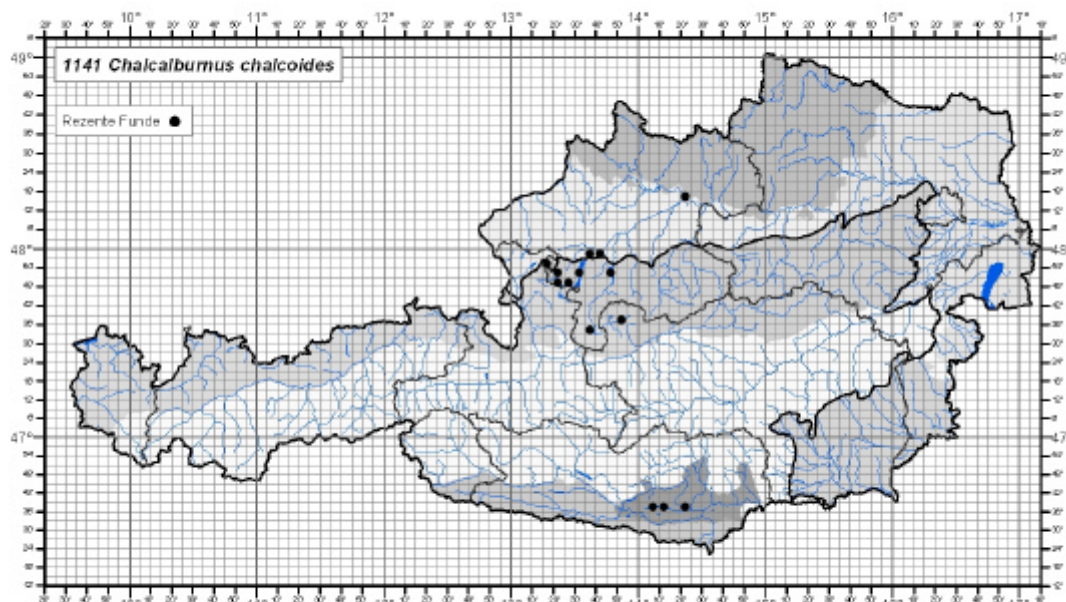
Es gibt keine verlässlichen Informationen über die Populationsökologie dieser Art.

33.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Chalcalburnus chalcoides mento* ist in Europa in zwei aktuell separierten Gebieten verbreitet. Einerseits im Unterlauf der Donau vom Eisernen Tor bis ins Donaudelta und andererseits in tiefen Voralpenseen in Bayern und Österreich. In Bayern werden folgende Seen genannt (LELEK, 1987): Würmsee, Tachensee, Simssee, Ammersee, Starnberger See und Chiemsee. Daneben gibt es in Osteuropa (Einzugsgebiet des Schwarzen und Kaspischen Meeres) einige andere, großteils anadrom lebende Unterarten von *Ch. chalcoides*.

EU: Die Seelaube tritt innerhalb der EU 15 nur in Österreich und Bayern auf, die Bestände liegen in der kontinentalen und alpinen biogeographischen Region.

Österreich: In Österreich ist die Seelaube nur in Seen des Salzkammergutes, dem Wörthersee und Zubringern bzw. Abflüssen dieser Seen nachgewiesen. Für die Donau wurde die Seelaube wiederholt angegeben (BALON, 1964), in jüngerer Zeit gab es nur einen Nachweis von *Chalcalburnus* in der oberösterreichischen Donau (ZAUNER, 2002). In viele Baggerseen wurden Seelauben durch Besatz eingebracht (WANZENBÖCK, pers. Mitt.).



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

33.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: Data deficient

Österreich: Nicht gefährdet. Die Seelaube bildet zwar in den genannten Seen gute Bestände, aufgrund der lokalen Verbreitung in wenigen Gewässern ist jedoch eine Gefährdung der Bestände in Österreich und Bayern möglich.

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Bei verstärkter Nutzung der Seenufer ist eine weitere Verschlechterung der Habitatsqualität für die Seelaube im Litoral zu erwarten.

Gefährdungsursachen: Potenzielle Gefährdungsursachen sind Seeneutrophierung, Uferverbau, Regulierung und Querverbauungen in den Zubringern sowie Wellenschlag durch Motorschiffahrt.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Der Erhalt natürlich strukturierter Seenufer und ein Rückbau von Längs- und Querverbauungen in den Seenzubringern ist entscheidend für einen nachhaltigen Schutz der Seelaube.

33.1.8 Verantwortung

Die Seelaube *Chalcalburnus chalcoides mento* ist die einzige Unterart des Schutzgutes *C. chalcoides*, die in der EU 15 vorkommt. Sie tritt neben Bayern nur lokal in Österreich auf, woraus sich eine besondere Verantwortung für den Erhalt dieses Fisches ableitet.

33.1.9 Kartierung

Der Nachweis dieser Art in den Seen ist durch Netzbefischungen einfach. Aufgrund der Ähnlichkeit zu *Alburnus alburnus* ist bei der Bestimmung im Freiland besondere Vorsicht gefordert!

33.1.10 Wissenslücken

Wissensdefizite bestehen besonders bezüglich Habitatansprüche und populationsdynamischer Parameter der Seelaube.

33.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

HERZIG, A. & WINKLER, H. (1986): The influence of temperature on the embryonic development of three cyprinid fishes, *Abramis brama*, *Chalcalburnus chalcoides mento* and *Vimba vimba*. J. Fish Biol. 28 (2): 171 – 181.

BALON, E. (1964): Verzeichnis, Arten und quantitative Zusammensetzung sowie Veränderungen der Ichthyofauna des Längs- und Querprofils des tschechoslowakischen Donauabschnittes. Zool. Anz. 172: 113 – 130.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

NAUWERCK, A.; MUGIDDE, R. & RITTERBUSCH, B. (1990): Probefischungen mit Multimaschennetzen und Mageninhaltsuntersuchungen an Seelauben (*Chalcalburnus chalcoides mento*) im Mondsee. Österreichs Fischerei 43: 152 – 161.

ORELLANA, C. P. (1985): Nahrungserwerb und Biologie der Seelaube, *Chalcalburnus chalcoides mento* (Agassiz) im Mondsee. Diplomarbeit, Univ. Salzburg. 69 S.

RIEHL, R.; PATZNER, R. A. & GLECHNER, R. (1993): Die Eier heimischer Fische. 2. Seelaube, *Chalcalburnus chalcoides mento* (AGASSIZ, 1832) – (Cyprinidae). Österreichs Fischerei 46 (5/6): 138 – 140.

RYDLO, M. (1985): Die Bedeutung von Parasiten als Indikator für die Ernährungsweise des Wirtes am Beispiel von Seelaube (*Chalcalburnus chalcoides mento*), Russnase (*Vimba vimba elongata*) und Seesaibling (*Salvelinus alpinus*). Österreichs Fischerei 38: 279 – 283.

SCHLOTT-IDL, K.; SCHLOTT, G. & GRATZL, G. (1989): Über die Aufzucht von Seelaubenbrut in einem Waldviertler Teich. Österreichs Fischerei 42: 212 – 215.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Josef WANZENBÖCK: Institut für Limnologie. Mondseestr. 9. A-5310 Mondsee. Tel. 06232/3125-19. email: joseph.wanzenboeck@oeaw.ac.at

Mag. Hubert GASSNER, Hans-Peter GOLLMANN, Dr. Erich KAINZ: Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde. Bundesamt für Wasserwirtschaft. Scharfling 18. A-5310 Mondsee. Tel. 06232/3847. email: hubert.gassner@baw.at; erich.kainz@relay.baw.at;

33.2 Indikatoren und Schwellenwerte

33.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Zustand der Laichgewässer	Natürlich strukturierte Zubringer mit dynamischer Umlagerung von kiesigem Substrat sind vorhanden und bei jedem Wasserstand über viele hundert Meter aus dem See einwanderbar.	Zubringer mit kiesigem Substrat sind vorhanden und meist über zumindest einige hundert Meter aus dem See einwanderbar.	Zubringer mit kiesigem Substrat fehlen oder sind nicht einige hundert Meter aus dem See einwanderbar.
Populationsindikatoren	A	B	C
Laichmigrationen	Zahl der in die Laichgewässer aufsteigenden Individuen über mindestens 3 Jahre steigend oder auf hohem Niveau stabil.	Zahl der in die Laichgewässer aufsteigenden Individuen über mindestens 3 Jahre stabil oder mit leicht abnehmendem Trend auf hohem Niveau.	Zahl der in die Laichgewässer aufsteigenden Individuen auf niedrigem Niveau oder über mindestens 3 Jahre deutlich abnehmend.

33.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: Alle Populationen mit Erhaltungszustand A;

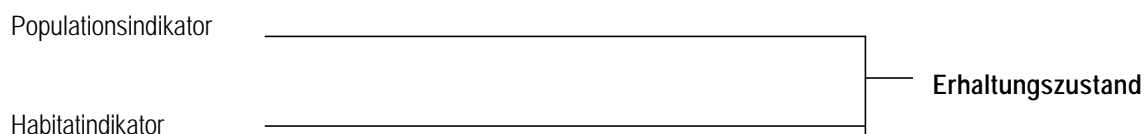
B: Alle Populationen mit Erhaltungszustand A oder B;

C: Mindestens eine Population mit Erhaltungszustand C.

33.3 Bewertungsanleitung

33.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller einen See bewohnenden Seelauben betrachtet. Die Bewertung ergibt sich aus der Kombination des Populationsindex mit dem Habitatindex.

**Erhaltungszustand**

		Populationsindikator		
		A	B	C
Habitatindikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

33.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Wenn in einem Gebiet mehrere Populationen, sprich besiedelte Seen, liegen, so wird der Erhaltungszustand der schlechteren Population für das Gebiet übernommen.

34 1145 MISGURNUS FOSSILIS (LINNAEUS, 1758)

34.1 Schutzobjektsteckbrief

34.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Schlammpeitzger, Bißgurre

Synonymie: *Cobitis fossilis* L., 1758; *Petromizon variegatus* Wulff, 1765

34.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata; Gnathostomata; Cypriniformes; Cobitidae

Merkmale: Bis 30 cm langer, vorne fast drehrunder, walzenförmiger Körper; unterständiges Maul mit 6 Bartfäden am Oberkiefer und 4 Bartfäden am Unterkiefer; Bauch- und Rückenflossen nach hinten verlagert; Rand der Schwanzflosse abgerundet; unvollständige Seitenlinie; sehr kleine Schuppen; kein Dorn unter dem Auge; Nasenöffnungen röhrenförmig verlängert; Grundfärbung meist rotbraun mit am Rücken und an den Flanken zu Längsbinden vereinigten dunklen Flecken und Punkten; Sekundärer Geschlechtsdimorphismus: Brustflossen der Männchen länger, spitz endend; zweiter Brustflossenstrahl verdickt;

34.1.3 Biologie

Der Schlammpeitzger gilt als langlebiger Fisch, dem eine Lebensdauer bis über 21 Jahre nachgesagt wird. Die Geschlechtsreife erreicht er mit 2 bis 3 Jahren (STEINBACH, 2002). In der Zeit von April bis Juli legt das Weibchen etwa 4500 bis 13000 (KOURIL et al. 1996) klebrige, 1,3 bis 1,5 mm große Eier über Wasserpflanzen ab (phytophile Art). Die Larven verfügen über eine morphologische Besonderheit, sie bilden äußere Kiemen in Form von Kiemenfäden, die während der Metamorphose vom Operculum überdeckt werden. Diese Bildung wird als eine Anpassung an den geringen Sauerstoffgehalt der bevorzugt besiedelten Gewässer gedeutet. Dementsprechend können die Adulttiere atmosphärischen Sauerstoff nutzen, indem sie Luft schlucken, die den Darm passiert und durch den Anus wieder ausgeschieden wird. Im Schlamm vergraben können sie dadurch sogar eine temporäre Austrocknung des Gewässers überdauern.

Dem Schlammpeitzger wird zugeschrieben, dass er Schwankungen des Luftdruckes wahrnehmen kann und vor Gewittern im Aquarium unruhig wird („Wetterfisch“).

34.1.4 Autökologie

KÄFEL (1993) beschreibt den ursprünglichen Lebensraum des Schlammpeitzgers als naturbelassene, dynamische, stehende bis langsam fließende Gewässer mit Schlammgrund. Dieser Gewässertyp ist häufig in verlandenden Altwässern realisiert. Früher soll der Schlammpeitzger häufig mit dem Hundsfisch *Umbra krameri* vergesellschaftet vorgekommen sein (GEYER, 1940). Bereiche mit dichter Vegetation werden von allen Größenstadien deutlich bevorzugt (MEYER & HINRICHS, 2000), was als Verhaltensweise gedeutet wird, die Schutz vor Prädation bietet. Gegen sommerliche Sauerstoffarmut und Austrocknung ist *Misgurnus* aufgrund seiner morphologischen Besonderheiten gut gewappnet.

34.1.5 Populationsökologie

Informationen über Populationsdichte und Populationsstruktur bei dieser Art sind nicht verfügbar. Aufgrund der Besiedelung von Kleingewässern, deren Verfügbarkeit durch Verlandungsprozesse und Austrocknung oder Neubildung starken jährlichen Schwankungen unterliegt,

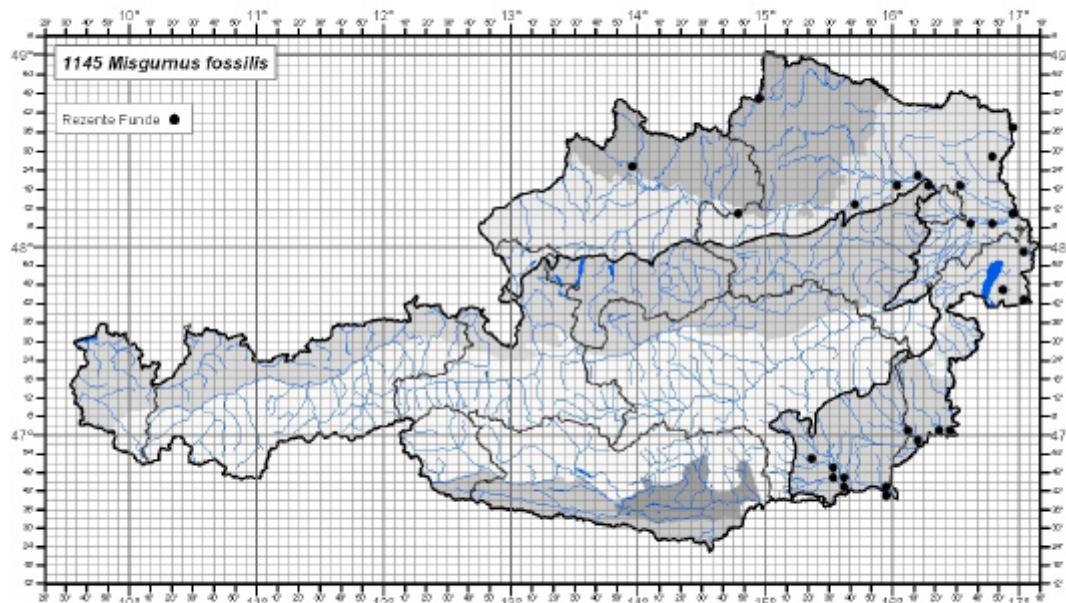
können auch die Schlammpeitzgerbestände in einem Gebiet deutlichen zeitlichen Schwankungen unterliegen.

34.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Der Schlammpeitzger kommt in Mittel- und Osteuropa vor.

Europa: Die Art ist von Nordfrankreich bis zum Wolgadelta, in der EU 15 in der Atlantischen und Zentralen Bioregion verbreitet. Sie fehlt in Skandinavien, auf den Britischen Inseln und im Mittelmeerraum.

Österreich: Der Schlammpeitzger kommt in Augewässern entlang der Donau und großer Zubringer vor. Verbreitungsschwerpunkt ist heutzutage das flussbegleitende Altarmsystem der Donau, besonders im Bereich des Tullner Feldes und östlich von Wien. Wichtige Vorkommen gibt es weiters entlang der unteren Thaya und March und in Augewässern entlang der Mur und Lafnitz. Im burgenländischen Seewinkel ist er in der Langen Lacke nachgewiesen, im Neusiedler See selbst gilt er als verschollen (HERZIG et al. 1994). Die Art ist in Oberösterreich sehr selten und fehlt in den westösterreichischen Bundesländern Vorarlberg, Tirol, Salzburg und Kärnten.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

34.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: lower risk

Österreich: Gefährdungskategorie 1 „Vom Aussterben bedroht“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Weil die Gefährdungsursachen, insbesondere Grundwasserabsenkung und fortschreitende Verlandung in Ausystemen weiter an Bedeutung zunehmen, ist von einer anhaltenden Ausdünnung der Restbestände dieser Art auszugehen.

Gefährdungsursachen: Die Hauptursache für das vielerorts zu beobachtende Verschwinden des Schlammpeitzgers ist sicher im Verlust seiner Lebensräume zu sehen. Durch Trockenlegung, Verlandung, Regulierung und damit einhergehender Grundwassereintiefung sowie veränderter Neubildung von Kleingewässern durch ihrer natürlichen Dynamik beraubte Fließgewässer sowie aktiver Verfüllung von Kleingewässern nimmt die Zahl potenzieller Habitate stetig ab. Für den Neusiedlersee wird zusätzlich der Räuberdruck durch die besetzten Aale für das Verschwinden von *Misgurnus* verantwortlich gemacht (WANZENBÖCK & KERESZTESSY, 1991; HERZIG et al. 1994). Auch von den in den letzten Jahren vielerorts massiv ansteigenden Beständen des Giebels (*Carassius auratus gibelio*) können Konkurrenzerscheinungen mit dem Schlammpeitzger ausgehen.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Der Besatz oder die Verschleppung von Fischarten wie Giebel, Flussbarsch oder Aal in Lebensräume von *Misgurnus* muß unbedingt unterbleiben. Eine Neubildung bzw. Aufwertung von Habitaten kann durch Gewässervernetzungsprogramme und die Dynamisierung von Altarmsystemen initiiert werden. Bei dieser natürlicherweise in kleinräumigen Habitaten vorkommenden Art kann auch die Neuschaffung von Kleingewässern in Kombination mit Besatzmaßnahmen zielführend sein.

34.1.8 Verantwortung

In Anbetracht des osteuropäischen Verbreitungsschwerpunktes und der in ganz Mitteleuropa schwindenden Bestände kommt Österreich eine hohe Verantwortung für den Erhalt von *Misgurnus* im EU 15-Raum zu.

34.1.9 Kartierung

Wegen der schweren Zugänglichkeit der besiedelten Gewässer und der oft im Schlamm vergrabenen Lebensweise ist der Fang mit elektrofischereilicher Methoden beschwerlich, wird aber vielfach erfolgreich angewandt.

34.1.10 Wissenslücken

Hinsichtlich morphologischer, anatomischer und physiologischer Gesichtspunkte erscheint der Schlammpeitzger gut untersucht, Freilanddaten und allgemein-biologische Untersuchungen, die für den Schutz dieser vom Aussterben bedrohten Fischart besonders wichtig sind, liegen jedoch nur in geringer Zahl vor (KÄFEL, 1993).

34.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

CHRANILOV, N. S. (1925): Vergleichende anatomische Untersuchungen des Schwimmblasenapparates der Fische aus der Familie der Cobitidae. Trav. Soc. Nat. Leningrad 55: 45 -89.

GEYER, F. (1940): Der ungarische Hundsfisch (*Umbra lacustris* Grossinger). Z. Morph. Ökol. Tiere, 36 (5): 745 – 809.

GRIEB, A. W. (1936): Die larvale Periode in der Entwicklung des Schlammbeißers (*Misgurnus fossilis*). Acta zool. 18: 339 – 344.

KOURIL, J. et al. (1996): The artificial propagation and culture of young weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.). Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser Verlag, Basel.

MEYER, L.; HINRICHS, D. (2000): Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis*, in a drainage channel. Environ. Bio. Fish 58 (3): 297 – 306.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

GREITER, S. & FACHBACH, G. (2000): Zum Fischbestand des Stainzbaches und seiner Altarme südlich von Stainz. Österreichs Fischerei 53: 256 – 268.

HERZIG, A. et al. (1994): Fischökologische Studie Neusiedler See. BFB - Bericht 81, Naturkundliche Station Illmitz.

KÄFEL, G. (1991a): Autökologische Untersuchungen an *Misgurnus fossilis* im March-Thaya Mündungsgebiet. Diss. Univ. Wien: 109 S.

KÄFEL, G. (1991b): *Misgurnus fossilis*, einige Überlegungen zum Thema Artenschutz. Hydroskop 3 (1): 13 – 16.

KÄFEL, G. (1993): Besonderheiten und Gefährdung von *Misgurnus fossilis*. Österreichs Fischerei 46 (4): 83 – 90.

WANZENBÖCK, J. & KERESZTESSY, K. (1991): Kleingewässer als Rückzugsmöglichkeiten für bedrohte Fischarten im Raum Neusiedler See. Österreichisch-ungarische Forschungskooperation, unpubl. Endbericht. 154 S.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Gerhard KÄFEL: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung. Abteilung Wasserwirtschaft. A-3109 St.Pölten, Landhausplatz 1, Haus 2. Tel. 02742/9005-14729. email: gerhard.kaefel@noel.gv.at

34.2 Indikatoren und Schwellenwerte**34.2.1 Indikatoren für die Population**

Habitatindikatoren	A	B	C
Verfügbarkeit und Besiedlungspotential von Kleingewässern	Großflächiges Ausystem mit einer Vielzahl von Kleingewässern unterschiedlicher Sukzessionsstadien, die zumindest alle 3 Jahre durch Überschwemmung in Verbindung stehen.	Ausystem mit mehreren potenziell für Schlammpeitzger besiedelbaren Kleingewässern, die zumindest bei 10-jährlichen Hochwässern in Verbindung stehen. ODER: Grabenverbundsystem mit mehreren permanent wasserführenden Abschnitten, die nicht durch Migrationshindernisse getrennt sind.	Wenige oder einzelne Kleingewässer, die auch bei extremen Hochwässern nicht untereinander in Verbindung stehen oder Grabenverbundsystem, das keine permanent wasserführende Abschnitte aufweist, die nicht durch Migrationshindernisse getrennt sind.
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße (Indikator für eine Metapopulation)	Innerhalb eines Gewässers Nachweis von > 10 Individuen beiderlei Geschlechts sowie von Jungfischen.	Innerhalb eines Gewässers Nachweis von 3 bis 10 Individuen beiderlei Geschlechts.	Nachweis von weniger als 3 Individuen oder ausschließlich Individuen eines Geschlechts
Populationsgröße (Indikator für die Population)	Mindestens 5 Metapopulationen der Kategorie A oder Nachweis von	Mindestens 5 Metapopulationen der Kategorie B oder Nachweis von 25	Weniger als 5 Metapopulationen der Kategorie B und Nachweis von we-

	mindestens 50 Individuen innerhalb der Population	bis 50 Individuen innerhalb der Population.	niger als 25 Individuen innerhalb der Population.
--	---	---	---

34.2.2 Indikatoren für das Gebiet

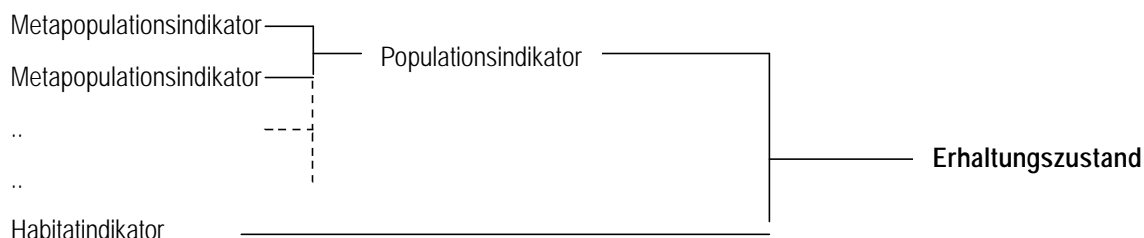
- A: Alle Populationen haben Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der Metapopulationen mit Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen haben Erhaltungszustand B oder zumindest 75 % der Metapopulationen mit Erhaltungszustand A oder B.
- C: Mindestens eine Population mit Erhaltungszustand C und weniger als 75% der Metapopulationen mit Erhaltungszustand A oder B.

34.3 Bewertungsanleitung

34.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Aufgrund der spezifischen Situation beim Schlammpeitzger ist eine Auftrennung in Metapopulationen in Form einzelner Kleingewässer oder nicht permanent verbundener Gewässerabschnitte nötig. Diese Kleingewässer können in der Regel zur Gänze mit elektrofischereilichen Methoden nach Schlammpeitzgern untersucht werden. Bei weitläufigen Gewässern kann durch Besammlung einer ausreichenden Zahl repräsentativer Abschnitte auf den Gesamtbestand geschlossen werden. Als Gesamtpopulation werden alle Metapopulationen innerhalb eines Gebietes oder kleinen Einzugsgebietes definiert, die bei Hochwasserereignissen im Austausch stehen können.

Die Bewertung der Population ergibt sich aus der Zahl und Qualität der Metapopulationen.



Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Habitatindikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

34.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

In der Regel wird das zu bearbeitende Gebiet kleiner sein als die räumliche Ausdehnung einer Population. Die Bewertung des Gebietes ist in diesem Fall identisch mit der Bewertung der Population. Wenn sich das Gebiet jedoch über mehrere Einzugsgebiete erstreckt und damit mehrere Populationen im oben genannten Sinne beherbergt, so erfolgt die Bewertung abhängig vom Erhaltungszustand der anteiligen Metapopulationen.

35 1146 SABANEJEWIA AURATA (FILIPPI)

35.1 Schutzobjektsteckbrief

35.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Goldsteinbeißer

Synonymie: *Cobitis aurata* DeFilippi, 1856; *Sabanajewia balcanica* Karaman, 1922; *Cobitis (Sabanajewia) aurata* Filippi, 1856; *Cobitis aurata* Filippi, 1863; *Cobitis hohenackeri* Kessler, 1877; *Cobitis aralensis* Kessler, 1877; *Cobitis balcanica* Karaman, 1922; *Cobitis (Sabanajewia) aurata balcanica* Karaman, 1922; *Cobitis aurata balcanica* Karaman, 1922; *Cobitis montana* Vladykov, 1925; *Cobitis (Sabanajewia) aurata bulgarica* Drensky, 1928; *Cobitis aurata bulgarica* Drensky, 1928; *Cobitis (Sabanajewia) aurata radnensis* Jaszfalusi, 1951; *Cobitis aurata radnensis* Jaszfalusi, 1951; *Cobitis aurata vallachica* Nalbant, 1957; *Cobitis (Sabanajewia) aurata vallachia* Nalbant, 1957; *Cobitis aurata radnensis* Banarescu, Müller & Nalbant, 1960; *Cobitis aurata bosniaca* Karaman, 1963; *Sabanajewia aurata kubanica* Vasiljeva & Vasiljev, 1988; *Sabanajewia aurata baltica* Witowski, 1994; *Sabanajewia aurata doiranica* Economidis, 1995; *Sabanajewia aurata thrakica* Economidis, 1995; *Sabanajewia aurata balcanica*

35.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cobitidae

Merkmale: Langgestreckter, seitlich zusammengedrückter, 8 – 11 (14) cm langer Körper; kleine Schuppen; unterständiges Maul mit 4 kurzen Bartfäden am Oberkiefer und 2 in den Mundwinkeln; unter jedem Auge aufrichtbarer, zweispitziger Dorn; Färbungsmerkmale (zur Unterscheidung von *C. taenia*): Zwei, meist deutlich getrennte, dunkle Flecken am Schwanzflossenansatz; nur 10 bis 11 Flecken am Rücken; nur eine Reihe mit 10 bis 12 Flecken an der Körperseite. Die zweite Gambetta-Zone (seitliche Fleckenreihe) fehlt; Augendorn kräftiger als bei *C. taenia*. Männchen von *S. aurata* verfügen im über keine Canestrini-Schuppe. Sekundäres Geschlechtsmerkmal des Männchens während der Laichzeit: Körper schwillt vor dem Rückenflossenansatz an.

35.1.3 Biologie

Aufgrund fehlender Informationen über *S. aurata* wird davon ausgegangen, dass seine Biologie jener des verwandten Steinbeißers (*C. taenia*) ähnelt. Ein Unterschied ist das sekundäre Geschlechtsmerkmal beim Männchen des Goldsteinbeißers, während der Laichzeit eine Anschwellung des Körpers vor dem Rückenflossenansatz zu entwickeln.

35.1.4 Autökologie

Aufgrund fehlender spezifischer Informationen über *S. aurata* werden ähnliche ökologische Ansprüche wie bei *Cobitis taenia* angenommen. ZAUNER & WOSCHITZ (1991) weisen dem Goldsteinbeißer gegenüber dem Steinbeißer eine höhere Bindung an sandiges Substrat zu. In der Literatur gibt es widersprüchliche Angaben über eine unterschiedliche räumliche Einnischung dieser Arten, aufgrund des Fehlens definitiver Angaben sei auf AHNELT & TIEFENBACH (1994) verwiesen.

35.1.5 Populationsökologie

Die Seltenheit und die Tatsache, dass diese Art für Österreich erst wenige Jahre nachgewiesen ist, bedingt einen minimalen Wissensstand über Populationsstruktur und –dynamik dieser

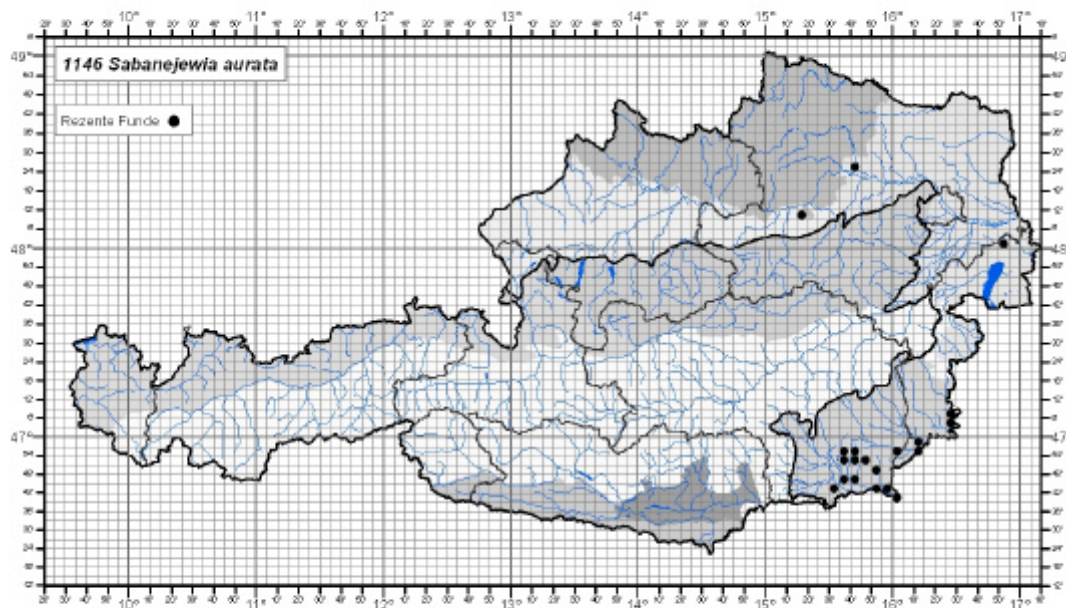
Art. Auch die Bedeutung von Fressfeinden wie dem Aal als populationsbestimmender Faktor ist schwer einzuschätzen.

35.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Der Goldsteinbeißer ist eine rein osteuropäisch verbreitete Art.

Europa: Die Verbreitung von *S. aurata* liegt im Einzugsgebiet von Donau und Don, Oberläufen von Ostseezubringern sowie im Kaukasus (STEINBACH, 2002). Innerhalb der EU 15 gibt es ausschließlich in Österreich (Kontinentale Bioregion) Bestände.

Österreich: Die Meinung, dass *S. aurata* erst in den letzten Jahrzehnten nach Österreich eingewandert sei (KAINZ, 1991), ist als unwahrscheinlich zu bezeichnen (AHNELT & TIEFENBACH, 1994). Sein Vorkommen im Südosten Österreichs dürfte, nicht zuletzt wegen der Ähnlichkeit mit dem Steinbeißer, übersehen worden sein. Die wesentlichsten Bestände gibt es in den Bächen des oststeirischen Hügellandes (KAINZ, 1991; AHNELT & TIEFENBACH, 1994; AHNELT et al., 1995), weiters gibt es Nachweise aus der Leitha, der Pinka und dem Lafnitzsystem im Burgenland sowie der Melk und dem Unterlauf des Kamp in Niederösterreich. In Wien und den westlichen Bundesländern fehlt die Art.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

35.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: data deficient

Österreich: Gefährdungskategorie 4 „Potenziell gefährdet“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Prinzipiell ist die Entwicklungstendenz des Goldsteinbeißers aufgrund des erst seit wenigen Jahren bekannten Vorkommens in Österreich schwierig abzuschätzen. In den südsteirischen Bächen ist in Folge der Verbesserung der Gewässergüte von

einer Erhöhung der Attraktivität vieler Habitats für den Steinbeißer auszugehen. Nach wie vor können Bestände jedoch lokal durch Fischsterben, Eintrag von Feinsediment oder falsche fischereiliche Bewirtschaftung bedroht werden.

Gefährdungsursachen: Aufgrund des fehlenden Wissens über diese Art können keine profunden Angaben über eine mögliche Gefährdung gemacht werden. Potenzielle Gefährdungsursachen dürften denen des Steinbeißers, *C. taenia*, entsprechen. Vor allem Maßnahmen, die auf den Sedimenthaushalt und die Beschaffenheit der Sohlstruktur von Fließgewässern Einfluß nehmen, sind für diese benthische Art als kritisch einzuschätzen. Wegen der Kleinräumigkeit vieler besiedelter Gewässer geht auch von Fischsterben eine große Gefahr aus, weil hier bereits geringe Einleitungen den gesamten Fischbestand vernichten können. Auch eine falsche fischereiliche Bewirtschaftung (Besatz mit Aal oder fangfähigen Forellen) kann Steinbeißerbestände negativ beeinflussen.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Prinzipiell muß in besiedelten Gewässern auf die Vermeidung schädlicher Einleitungen besonders geachtet werden. Um nach lokalen Fischsterben die Möglichkeit der natürlichen Wiederbesiedelung zu gewährleisten, soll auch in kleinen Gewässern ein von Migrationshindernissen freies Fließkontinuum hergestellt werden. Durch Renaturierungsmaßnahmen kann die Attraktivität der besiedelten, vielfach hart regulierten, kleinen Fließgewässer für den Goldsteinbeißer maßgeblich erhöht werden.

35.1.8 Verantwortung

Aufgrund des osteuropäischen Verbreitungsschwerpunktes ist die Verantwortung Österreichs für den Erhalt dieses Schutzgutes, das innerhalb der EU 15 nur in Österreich vorkommt, als sehr groß einzuschätzen!

35.1.9 Kartierung

Der Nachweis von Goldsteinbeißervorkommen ist mit elektrofischereilichen Methoden gut zu erbringen. Aufgrund der Ähnlichkeit mit dem sympatrisch vorkommenden Steinbeißer (*Cobitis taenia*) wurde *S. aurata* vielfach übersehen. Auf eine richtige Bestimmung im Freiland ist deshalb besonders Wert zu legen!

35.1.10 Wissenslücken

Gemeinsamkeiten und Unterschiede zu *Cobitis taenia* hinsichtlich Verbreitung, Biologie und Ökologie sind weitgehend unbekannt und bedürfen dringend eingehender Untersuchung!

35.1.11 Literatur und Quellen

Mit speziellem Österreich-Bezug:

AHNELT, H., KONECNY, R. & TIEFENBACH, O. (1995): Kam mit dem Goldsteinbeißer (*Cobitis aurata*; Teleostei: Cobitidae) ein bisher unbekannter Fischparasit nach Österreich? Österreichs Fischerei 48: 154-160.

AHNELT, H. & TIEFENBACH, O. (1994): Verbreitungsmuster zweier Steinbeißerarten (*Cobitis aurata*, *Cobitis taenia*) im Einzugsgebiet der Mur (Österreich). Fischökologie 7: 11-24.

KAINZ, E. (1991) Erstnachweis des Goldsteinbeißers (*Cobitis aurata* DEFILIPPI) in Österreich. Österreichs Fischerei 44 (5/6): 141.

ZAUNER, G. & WOSCHITZ, G. (1992): Gewässerbetreuungs-konzept Lafnitz; Fischökologischer Teil, im Auftrag des BMLF, Sektion IV und des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung XIII/3, Wien 1992

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Oskar TIEFENBACH: Gartenstadt 43, A-8330 Feldbach. Tel. 03152/2736.

35.2 Indikatoren und Schwellenwerte

35.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Substratverhältnisse	Gewässerdyamische Prozesse führen zur Ablagerung von schlammigem/sandigem, gut durchlüftetem Feinsediment, das mosaikartig in vielen Gewässerbereichen verteilt ist.	Sandiges/Schlammiges Feinsediment ist abschnittsweise vorhanden und nur teilweise durch anaerobe Prozesse infolge von Sauerstoffzehrung gekennzeichnet.	Sandiges/Schlammiges Feinsediment fehlt weitgehend und ist weitgehend durch anaeroben Prozesse infolge von Sauerstoffzehrung gekennzeichnet.
Querverbauungen	Gewässer nicht durch für Goldsteinbeißer unpassierbare Querverbauungen unterbrochen und Durchgängigkeit in Zubringer ist gegeben.	Für Goldsteinbeißer unpassierbare Querverbauungen in Abständen von mindestens einigen hundert Metern (> 500 m).	Für Goldsteinbeißer unpassierbare Querverbauungen fragmentieren das Gewässer in wenige hundert Meter (< 500 m) lange Abschnitte.
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte	Der Nachweis von mehr als 10 Goldsteinbeißern pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 3 bis 10 Goldsteinbeißern pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 3 Goldsteinbeißern pro Strecke gelingt nicht bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.

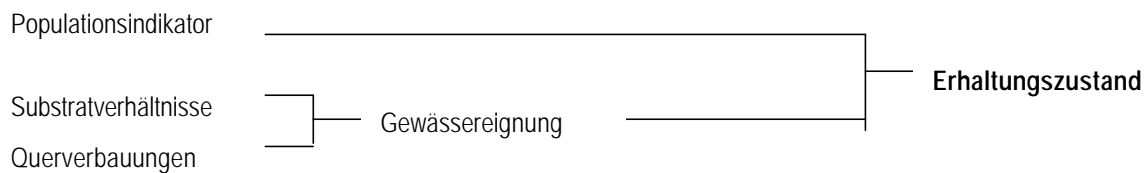
35.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Goldsteinbeißer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Goldsteinbeißer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Goldsteinbeißer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

35.3 Bewertungsanleitung

35.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird eine durchgängig durch Goldsteinbeißer besiedelte Gewässerstrecke betrachtet, die auch mehrere Fließgewässer umfassen kann. Der Erhaltungszustand einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Habitat- und Beeinträchtigungsindikator.

**Gewässereignung**

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungs- indikator	A	A	A	C
	B	A	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

35.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Oft wird ein Gebiet nur eine Goldsteinbeißerpopulation beinhalten. Dann wird für die Bewertung des Gebietes die Bewertung der Population übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

36 1149 COBITIS TAENIA (LINNAEUS, 1758)

36.1 Schutzobjektsteckbrief

36.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Steinbeißer, Dorngrundel

Synonymie: *Cobitis spilura* Holandre, 1837; *Cobitis taenia bilineata* Canestrini, 1866; *Cobitis taenia puta* Cantoni, 1882; *Cobitis taenia dalmatina* Karaman, 1922; *Cobitinula anatoliae* Hanko, 1924; *Cobitis taenia haasi* Klausewitz, 1952; *Cobitis taenia meridionalis* Karaman, 1924; *Cobitis taenia meridionales* Karaman, 1924; *Cobitis taenia ohridana* Karaman, 1928; *Cobitis taenia narentana* Karaman, 1928; *Cobitis taenia dalmatina* Karaman, 1928; *Cobitis taenia paludicola* F. de Buen, 1930; *Cobitis taenia strumicae* Karaman, 1955; *Cobitis taenia calderoni* Bacescu, 1961; *Cobitis taenia zanandreae* Caricchioli, 1965; *Cobitis taenia tanaitica* Bacescu & Maier, 1969; *Cobitis taenioides* Bacescu & Maier, 1969; *Acanthopsis taenia* Linnaeus, 1758; *Cobitis elongata*

36.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Cypriniformes, Cobitidae

Die Taxonomie der europäischen Arten der Gattung *Cobitis* ist sehr kompliziert und unausge-reift. Die von Linné beschriebene Art *C. taenia* ist vermutlich auf Zuflüsse der Nord- und Ostsee sowie der Wolga beschränkt, außerhalb vorkommende Steinbeißer gehören wahrscheinlich anderen Arten an (VASILEV et al. 1989; BOHLEN & RÁB, 2001). Die im Donaeinzugsgebiet vorkommenden Steinbeißer (und damit der Großteil der österreichischen Population) werden aktuell der Art *Cobitis elongatoides* zugeordnet (FREYHOF, 1999). Zusätzlich verkompliziert sich die Taxonomie durch die Möglichkeit der gynogenetischen Fortpflanzung und dem Auftreten polyploider Individuen in Steinbeißerpopulationen.

Merkmale: Langgestreckter, seitlich zusammengedrückter, 8 – 11 (14) cm langer Körper; kleine Schuppen; unterständiges Maul mit 4 kurzen Bartfäden am Oberkiefer und 2 in den Mundwinkeln; unter jedem Auge aufrichtbarer, zweispitziger Dorn; Männchen mit „Canestrini-Schuppe“ am Brustflossenansatz; Färbungsmerkmale (zur Unterscheidung von *S. aurata*): Nur 1 dunkler Fleck auf dem Schwanzflossenansatz; 2 dunkle Fleckenreihen an der Körperseite, untere mit 15 – 20 großen; 12 – 20 Fleckenreihen am Rücken; 4 sog. „Gambetta-Zonen“ (Pigmentierungsreihen) auf der Körperseite. Alle Bartfäden kurz, erreichen maximal den Augenvorderrand.

36.1.3 Biologie

Die Geschlechtsreife dürfte mit 1 bis 2 Jahren bei einer Länge von 5 – 8 cm erreicht werden, als Laichzeit wird April bis Juni angegeben. Bei einer Wassertemperatur von 14 bis 18 °C legt das Weibchen 1.000 bis 1.600 gelbliche, klebrige Eier mit einem Durchmesser von etwa 0,8 mm ab. Zum Laichsubstrat gibt es widersprüchliche Angaben, einerseits wird häufig Sand genannt, aber auch steiniges Substrat und Makrophyten dürften angenommen werden (STEINBACH, 2002). Der Name „Steinbeißer“ nimmt Bezug auf die besondere Ernährungsweise: Er erzeugt durch pumpende Bewegungen in der Mundhöhle einen Wasserstrom, durch den Sediment durch das Maul eingesogen und durch die Kiemenöffnungen wieder ausgestoßen wird. Durch spezielle morphologische Strukturen in der Mundhöhle werden leichte, organische Nahrungspartikel von schweren anorganischen Sedimentbestandteilen getrennt (ROBOTHAM, 1982). Die hohe Affinität zu dieser Ernährungsweise bestimmt auch die Mikrohabitatwahl dieses Fisches (ROBOTHAM, 1978) mit einer Bevorzugung feiner Sandfraktionen. Zusätzlich er-

möglicht dieses Sediment dem vorwiegend dämmerungs- und nachtaktiven Steinbeißer, sich unter Tags und bei Gefahr einzugraben. Der Steinbeißer ist wie viele Schmerlen zur Darmatmung durch Verschlucken von Luft befähigt, was ihm das Überleben in Gewässern mit zeitweise geringer Sauerstoffsättigung ermöglicht.

36.1.4 Autökologie

Der Steinbeißer dürfte hinsichtlich seiner Habitatwahl recht indifferent sein, er besiedelt sowohl Ober- bis Unterläufe nicht allzu rasch fließender Gewässer als auch stehende Gewässer wie Altwässer und Uferzonen von Seen. Sein Vorkommen ist jedoch streng an spezifische Substratverhältnisse gekoppelt: Nur das Vorliegen von sandiger Fraktionen ermöglicht seine spezialisierte Ernährungs- und Lebensweise (siehe oben).

36.1.5 Populationsökologie

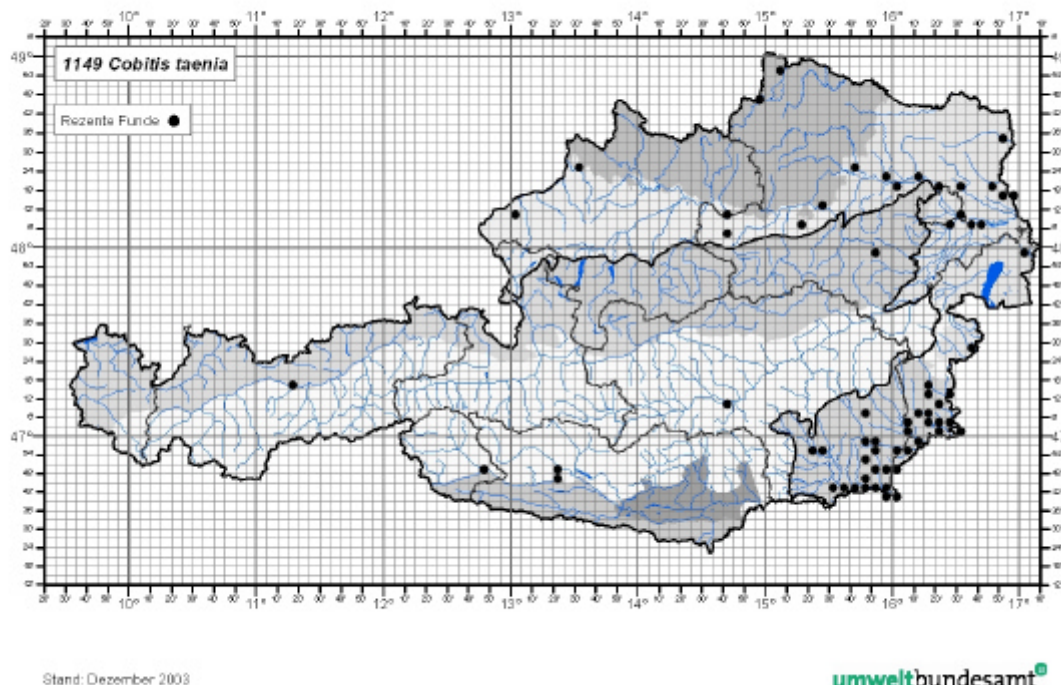
Über die Populationsstruktur und Populationsdynamik dieser Art liegen keine Informationen vor. Auch die Bedeutung von Fressfeinden wie dem Aal als populationsbestimmender Faktor ist schwer einzuschätzen.

36.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Bis vor wenigen Jahren war man der Meinung, dass der Steinbeißer eine einzige, fast in der gesamten Paläarktis von Marokko bis Japan verbreitete Art sei (LADIGES & VOGT, 1979). Aufgrund der ungeklärten Auftrennung in verschiedene Arten ist eine Abgrenzung der Gesamtverbreitung zum derzeitigen Wissensstand nicht möglich.

Europa und EU: Der Steinbeißer ist europaweit mit Ausnahme von Nordskandinavien, Irland, Schottland und dem Südbalkan und damit in sämtlichen biogeographischen Regionen der EU 15 vertreten. Aufgrund der neueren Erkenntnis, dass sich hinter der taxonomischen Einheit *Cobitis taenia* eine Vielzahl von Arten verbergen, teilt sich das Verbreitungsgebiet dementsprechend unter den jeweiligen Arten auf (siehe Review von BOHLEN & RÁB, 2001). *Cobitis elongatoides* sensu BOHLEN & RÁB dürfte innerhalb der EU 15 nur in Österreich und im Osten Deutschlands auftreten, der Verbreitungsschwerpunkt liegt in Osteuropa.

Österreich: Ursprünglich war der Steinbeißer österreichweit verbreitet. Aktuell wurden in Niederösterreich zahlreiche Nachweise aus kleinen und mittleren Fließgewässern beiderseits der Donau erbracht, während in Oberösterreich nur einzelne Meldungen aus dem Inn- und Mühlviertel vorliegen. Gute Bestände gibt es in vielen südoststeirischen Zubringern zur Mur, im „Copacabana“-Freizeitsee und in der Lafnitz. Auch einige südburgenländische Fließgewässer weisen Steinbeißerbestände auf. Aktuelle Nachweise fehlen aus Wien, Salzburg, Vorarlberg und Kärnten (mit Ausnahme eines Wiederansiedelungsversuches).



36.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: -

Österreich: Gefährdungskategorie 3 „Gefährdet“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Nachdem die wesentlichste Gefährdungsursache, der großflächige harte Verbau von Fließgewässern, der Vergangenheit angehört, sind die Steinbeißerbestände in Österreich aktuell auf einem niedrigen Niveau stabil. Nach wie vor kann es jedoch lokal durch Fischsterben, Eintrag von Feinsediment oder falsche fischereiliche Bewirtschaftung zu Bestandseinbußen beim Steinbeißer kommen. In den südsteirischen Bächen ist in Folge der Verbesserung der Gewässergüte von einer Erhöhung der Attraktivität vieler Habitate für den Steinbeißer auszugehen.

Gefährdungsursachen: Vor allem Maßnahmen, die auf den Sedimenthaushalt und die Beschaffenheit der Sohlstruktur von Fließgewässern Einfluß nehmen, sind für diese benthische Art als kritisch einzuschätzen. In diesem Zusammenhang sind vor allem harter Gewässerverbau wie Regulierung, Sohlpflasterung oder Verrohrung, Verschlammung durch Stauhaltung und Gewässerverschmutzung zu nennen. Wegen der Kleinräumigkeit vieler besiedelter Gewässer geht auch von Fischsterben eine große Gefahr aus, weil hier bereits geringe Einleitungen („Jauchefaß“) den gesamten Fischbestand vernichten können und Wiederbesiedelungsprozesse oft durch Kontinuumsunterbrechungen unterbunden werden. Auch eine falsche fischereiliche Bewirtschaftung (Besatz mit Aalen oder fangfähigen Forellen) kann Steinbeißerbestände negativ beeinflussen.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Prinzipiell muss in besiedelten Gewässern auf die Vermeidung schädlicher Einleitungen besonders geachtet werden. Um nach lokalen Fischsterben die Möglichkeit der natürlichen Wiederbesiedelung zu gewähr-

leisten, soll auch in kleinen Gewässern ein von Migrationshindernissen freies Fließkontinuum hergestellt werden. Durch Renaturierungsmaßnahmen kann die Attraktivität der besiedelten, vielfach hart regulierten, kleinen Fließgewässer für den Steinbeißer maßgeblich erhöht werden.

36.1.8 Verantwortung

Aufgrund der in zahlreiche Arten und Biotypen aufgespaltenen europäischen Steinbeißervorkommen ist die Verantwortung Österreichs für den Erhalt der „Art“ *Cobitis taenia* schwer zu definieren. Die Verantwortung für die innerhalb der EU-15 nur in Österreich und Deutschland vorkommende Art *Cobitis elongatoides* ist als hoch zu bezeichnen.

36.1.9 Kartierung

Der Nachweis von Steinbeißervorkommen ist mit elektrofischereilichen Methoden gut zu erbringen. In Österreich gibt es sympatrische Vorkommen mit dem Goldsteinbeißer, *Sabanejewia aurata*, weshalb im Freiland auf eine korrekte Bestimmung geachtet werden muß.

36.1.10 Wissenslücken

Aufgrund der komplizierten Taxonomie des Artkomplexes *Cobitis taenia* ist die Klärung der Abgrenzung und Verbreitung der einzelnen Arten und Biotypen dringend notwendig, um die Gefährdung des Schutzgutes „Steinbeißer“ genau definieren zu können.

36.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- BOHLEN, J. & RÁB, P. (2001): Species and hybrid richness in spined loaches of the genus *Cobitis* (Teleostei: Cobitidae), with a checklist of European forms and suggestions for conservation.
- FREYHOF, J. 1999: Eine verwirrende Artgruppe: Steinbeißer. DATZ 52 (11): 14-18.
- ROBOTHAM, P. W. J. (1978): Some factors influencing the microdistribution of a population of spined loach, *C. taenia*. Hydrobiologia 61: 161 – 167.
- ROBOTHAM, P. W. J. (1982): An analysis of a specialized feeding mechanism of the Spined Loach, *Cobitis taenia* (L.), and a description of the related structures.
- TATENHORST, L.; KASCHEK, N.; MEYER, E. I. (1999): Freilanduntersuchungen zur Habitatpräferenz des Steinbeißers (*Cobitis taenia*, L., Cobitidae, Osteichthyes). - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing: 943-947.
- TATENHORST, L.; KASCHEK, N.; MEYER, E. I. (2002): Der Steinbeißer (*Cobitis taenia* L.). Aspekte zur Ökologie einer bedrohten Art. - Münster: Schöningh, 133pp und Anhang.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

- AHNELT, H. & TIEFENBACH, O. (1994): Verbreitungsmuster zweier Steinbeißerarten (*Cobitis aurata*, *Cobitis taenia*) im Einzugsgebiet der Mur (Österreich). Fischökologie 7: 11-24.
- SAMEK, M. (2000): Die Ökologie des Steinbeißers im Copacabana-Freizeitsee. Diplomarbeit Univ. Graz, 58 S.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Oskar TIEFENBACH: Gartenstadt 43, A-8330 Feldbach. Tel. 03152/2736.

36.2 Indikatoren und Schwellenwerte

36.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Sedimentverhältnisse	Gewässerdynamische Prozesse führen zur Ablagerung von schlammigem/sandigem, gut durchlüftetem Feinsediment in vielen Gewässerbereichen.	Sandiges/Schlammiges Feinsediment ist abschnittsweise vorhanden und nur teilweise durch anaerobe Prozesse infolge von Sauerstoffzehrung gekennzeichnet.	Sandiges/Schlammiges Feinsediment fehlt weitgehend und ist weitgehend durch anaeroben Prozesse infolge von Sauerstoffzehrung gekennzeichnet.
Querverbauungen	Gewässer nicht durch für Steinbeißer unpassierbare Querverbauungen unterbrochen und Durchgängigkeit in Zubringer ist gegeben.	Für Steinbeißer unpassierbare Querverbauungen in Abständen von mindestens einigen hundert Metern (> 500 m).	Unpassierbare Querverbauungen fragmentieren das Gewässer in wenige hundert Meter (< 500 m) lange Abschnitte.
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte	Der Nachweis von mehr als 10 Steinbeißern pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von mehreren Steinbeißern (2-10 Individuen) pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von mehreren Steinbeißern (> 2 Individuen) pro Strecke gelingt nicht bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.

36.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Steinbeißer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Steinbeißer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Steinbeißer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

36.3 Bewertungsanleitung

36.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird eine durchgängig mit Steinbeißern besiedelte Gewässerstrecke betrachtet, die auch mehrere Fließgewässer umfassen kann. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Habitat- und Beeinträchtigungsindikator.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungsindikator	A	A	A	C
	B	A	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

36.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Oft wird ein Gebiet nur eine Steinbeißerpopulation beinhalten. Dann wird für die Bewertung des Gebietes die Bewertung der Population übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

37 1157 GYMNOCEPHALUS SCHRAETZER (LINNAEUS, 1758)

37.1 Schutzobjektsteckbrief

37.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Schrätzer

Synonymie: *Perca schraetser* L., 1758; *Acerina schraetser* L., 1758; *Gymnocephalus schraetzer*, L. 1758; *Schraitser ratisvonensium* Schaeffer, 1761; *Perca danubiensis* Gronow, 1854

37.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Perciformes, Percidae

Merkmale: Langgestreckter, niedriger Körper (Körperlänge mehr als 5-fache Körperhöhe) mit langer spitzer Schnauze und breiter nackter ("Gymnocephalus") Stirn. An der Unterseite des Kopfes befinden sich flache Schleimgruben. Der Kiemendeckel ist mit einem, der Vorkiemendeckel ist mit mehreren kurzen Dornen versehen. 55-62 Kammschuppen befinden sich in einer Längsreihe. Die Seitenlinie ist unvollständig ausgebildet.

Beide Rückenflossen sind miteinander verwachsen (vorderer Teil mit 17-19 Stacheln, hinterer Teil 12-14 Gliederstrahlen). Der stachelige Teil der Rückenflossen besitzt dunkle Punkte. Als ein sicheres Unterscheidungsmerkmal gegenüber dem Kaulbarsch kann die Anzahl der Hartstrahlen an der ersten Rückenflosse angesehen werden. Der Kaulbarsch besitzt nur 12-16 Hartstrahlen.

Die Grundfarbe des Fisches ist gelblich, gegen den Rücken olivgrün und am Bauch silberweiß. 3-4 schwarze Längsstreifen, die häufig in Striche und Punkte aufgelöst sind, zieren die Flanken. Die Schwanzflosse ist oft mit Pünktchen versehen. Die durchschnittliche Länge kann man mit 20-25 cm annehmen. Maximalwerte von 30 cm treten selten auf. Gewichte um 100 Gramm können als Durchschnittswert angesehen werden.

37.1.3 Biologie

Der Schrätzer ist ein in kleinen Schwärmen auftretender Bodenfisch mit vorwiegend dämmerungs- und nachtaktiver Lebensweise. Adulte Tiere sind primär in tieferen Bereichen anzutreffen, wo sie sandigen, kiesigen Untergrund bevorzugen. Zur Laichzeit werden flache Bereiche aufgesucht, wo das Weibchen nach VOGT & HOFER (1909) die Bauchseite gegen eine feste Unterlage presst und am Boden fortkriechend die Eier in einen breiten Streifen absetzt, während dahinter eines oder mehrere Männchen die Befruchtung besorgen. Die Art laicht von Mitte April bis Ende Mai (BAST, 1988) über Steinen und versunkenem Astwerk (phytho-/lithophil) ab. ZAUNER (1991) konnte für die Donau den Hauptlaichtermin für Mitte Mai bestimmen.

Nach KAMMERER (1908) vertiefen sich beim Abläichen die Farben bei beiden Geschlechtern zu tiefem goldgelb und samtschwarz. Die Eier sind klebrig und 0,6 bis 1,2 mm groß, als Eizahl wird 5.000 bis 8.000 pro Weibchen angegeben (STEINBACH, 2002). Als Nahrung bevorzugt der Schrätzer größere benthische Invertebraten (NAGY, 1986). Als Lebensdauer werden mindestens bis 5 Jahre genannt. ZAUNER (1991) konnte im Stauraum Altenwörth bis zu 15 Jahre alte Schrätzer nachweisen.

37.1.4 Autökologie

Der Schrätzer, *Gymnocephalus schraetzer*, kommt im Epi- und Metapotamal vor und ist, verglichen mit *Zingel zingel* und *Z. streber* der am wenigsten rheophile Donaupercide. Er bevorzugt

1157 *Gymnocephalus schraetzer*

kiesige bis sandige Habitate mit weniger als 30 cm s^{-1} sohlnaher Fließgeschwindigkeit und tritt daher auch in den Donaustauen auf, in geringerer Dichte in Stauwurzelbereichen und in den unmittelbaren Uferzonen der Fließstrecken (ZAUNER, 1996).

37.1.5 Populationsökologie

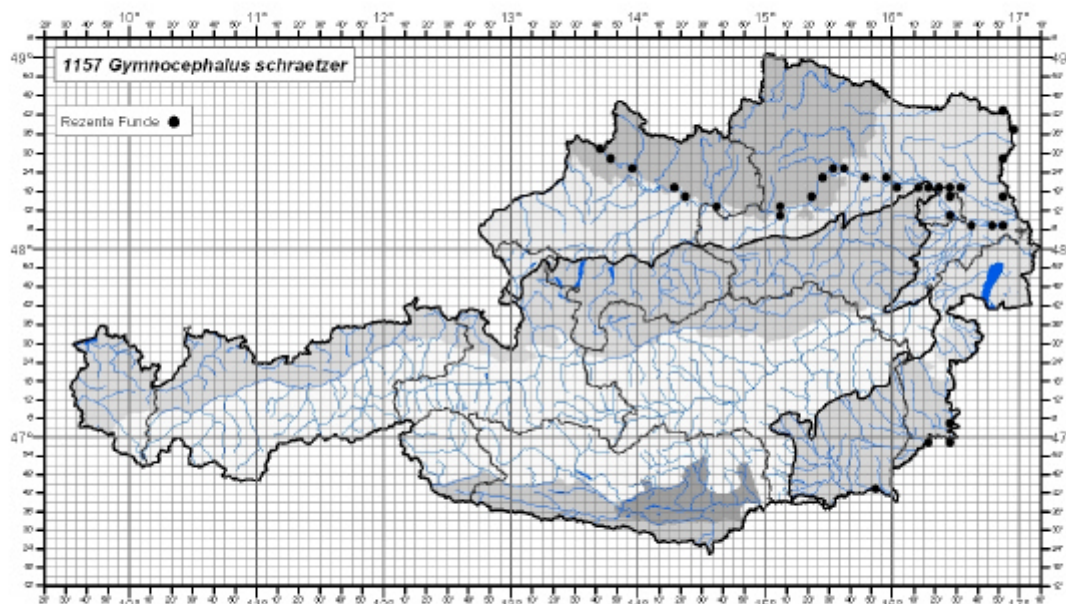
In Folge der benthischen Lebensweise und des Lebensraumes (große Fließgewässer) ist die Erhebung der Populationsstruktur und insbesondere der Populationsdichte schwierig bis unmöglich. Aufgrund der langen Lebensdauer und der stabilen abiotischen Rahmenbedingungen in großen Flüssen sind bei dieser Art keine deutlichen kurzfristigen Populationschwankungen zu erwarten.

37.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Gymnocephalus schraetzer* ist ein Endemit des europäischen Donauebietes.

Europa: Der Schräzter bewohnt das mitteleuropäische Donauebiet (kontinentale biogeographische Region), vor allem aber die Donau selbst. Er geht flussaufwärts bis Ulm, kommt also in den EU 15 Staaten Österreich und Deutschland vor. Ferner bewohnt er den Unterlauf ziemlich aller in die Donau mündenden Flüsse. Allerdings dürfte das Vorkommen in den Nebengewässern oftmals nur zur Laichzeit gegeben sein.

Österreich: In der gesamten Donau und wenigen Zubringer im Unterlauf verbreitet. Weitere Funde gibt es im March-Thaya Gebiet in Niederösterreich und in südburgenländischen Flüssen. Aus der Steiermark nur im Mur-Mühlbach bei Diepersdorf nachgewiesen. Funde fehlen aus den westlichen Bundesländern Vorarlberg, Tirol, Salzburg und Kärnten.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt[®]

37.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: vulnerable

Österreich: Gefährdungskategorie 4 „Potenziell gefährdet“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Innerhalb des im wesentlichen auf die Donau geschrumpften Arealen dürften die Schrätzerbestände aktuell recht stabil sein.

Gefährdungsursachen: Die Bestände des Schrätzers sind zwar hauptsächlich auf die Donau beschränkt, hier aber durchaus groß, weil diese Art mit den Lebensbedingungen in den Stauräumen in der österreichischen Donau gut zurecht kommt. Allerdings sind Bestände in zentralen historischen Verbreitungsgebieten wie dem Inn mit seinen Zubringern oder der Enns erloschen und aufgrund von Kontinuumsunterbrechungen wird eine Zuwanderung aus der Donau unterbunden.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Um eine Besiedelung potenzieller Habitats zu ermöglichen ist die Beseitigung von Kontinuumsunterbrechungen zu fordern. Aufgrund der ökologischen Ansprüche dieser Art würden innerhalb der aktuellen Verbreitungsgebiete Gewässervernetzungsmaßnahmen zur Schaffung bzw. Anbindung von schwach durchflossenen Nebenarmen die Lebensraumqualität für den Schrätzer deutlich verbessern.

37.1.8 Verantwortung

Der Schrätzer ist innerhalb der EU 15 nur in Bayern und Österreich vertreten. Deshalb sind die Bestände in Österreich für den Erhalt dieses Schutzgutes entscheidend.

37.1.9 Kartierung

Zum Nachweis des Schrätzers sind Elektrofischerei und Langleinen geeignet. Die Quantifizierung ist aufgrund der sohnahen Lebensweise und der methodischen Schwierigkeit der Befischung großer Fließgewässer wie der Donau problematisch.

37.1.10 Wissenslücken

Das Wissen über die Biologie der Donauperciden ist lückenhaft und der Zugang zu wissenschaftlichen Arbeiten, die vor allem aus dem osteuropäischen Raum stammen, schwierig.

37.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

BASTL, I. (1988): On the reproduction biology of three *Gymnocephalus* species (Pisces: Percidae). Works Inst. Fish. Res. Hydrobiol. Bratisl. 6: 9 – 31.

NAGY, S. (1986): The food preference of ruffe species (*Gymnocephalus cernuus*, *G. schraetzer* und *G. baloni*) in the Baciánsky Branch System of the Danube. Zivocisna Vyroba 31 (10): 937 – 943.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

ZAUNER, G. (1991): Vergleichende Untersuchungen zur Ökologie der drei Donauperciden Schrätzer (*Gymnocephalus schraetzer*), Zingel (*Zingel zingel*) und Streber (*Zingel streber*) in gestauten und ungestauten Donauabschnitten. Dipl. Univ. f. Bodenkultur, Wien: 110 S.

ZAUNER, G. (1996): Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau. In: MORAWETZ & WINKLER (Hrsg.): Biosystematics and ecology Series No. 9. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien. 78 S.

1157 *Gymnocephalus schraetzer***Wichtige Kontaktpersonen und Experten:**

Dr. Gerald ZAUNER: EZB - TB Zauner. TB für Angewandte Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft.
Siedlungstraße 140. 4090 Engelhartzell a.d. Donau. Tel. 07717/7176-11. email: zauner@ezb-fluss.at

37.2 Indikatoren und Schwellenwerte**37.2.1 Indikatoren für die Population**

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitatverfügbarkeit und -verteilung	Mäßig bis langsam strömende Gewässerabschnitte mit kiesigem oder sandigem Grund mosaikartig im gesamten Gewässersystem vorhanden.	Mäßig bis langsam strömende Gewässerabschnitte mit kiesigem oder sandigem Grund abschnittsweise vorhanden.	Mäßig bis langsam strömende Gewässerabschnitte mit kiesigem oder sandigem Grund nur isoliert und kleinräumig vorhanden.
Kontinuumsverhältnisse	Von der Population besiedeltes Flussgebiet nicht durch Kontinuumsunterbrechungen eingeschränkt.	Von der Population besiedeltes Flussgebiet mit Kontinuumsunterbrechungen, die mit für Schrätzer passierbaren Fischaufstiegshilfen ausgestattet sind.	Von der Population besiedeltes Flussgebiet durch für Schrätzer unpassierbare Kontinuumsunterbrechungen eingeschränkt.
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (<i>Große Gewässer wie die Donau</i>): Langleinen- und Uferzugnetzbefischungen	Der Fang von mehr als 5 Schrätzern gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen mit 50 Haken in geeigneten Habitaten im Sommer. <i>UND</i> : Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden mehr als 15 juvenile Schrätzer nachgewiesen.	Der Fang von 2-5 Schrätzern gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen in geeigneten Habitaten mit 50 Haken im Sommer. <i>UND</i> : Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden 3-15 juvenile Schrätzer nachgewiesen.	Der Fang von 2 Schrätzern gelingt nicht mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen in geeigneten Habitaten mit 50 Haken im Sommer. <i>ODER</i> : Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden weniger als 3 juvenilen Schrätzer nachgewiesen.
Fischdichte (<i>Mittelgroße Gewässer wie z.B. Lafnitz, Leitha oder Thaya</i>)	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von mehr als 10 Schrätzern.	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von 3 bis 10 Schrätzern.	Der Fang von 3 Schrätzern gelingt nicht mit der Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten.
Fischdichte (<i>Kleine Schrätzer-Gewässer wie z.B. Pinka oder Strem</i>)	Der Nachweis von mehr als 3 Schrätzern pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate	Der Nachweis von 1-3 Schrätzern pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate in zu-	Der Nachweis zumindest eines Schrätzers pro Strecke gelingt nicht bei einmaliger Elektrobefischung geeigneter Habitate

	tate in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 100 m lang sind.	mindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 100 m lang sind.	tate in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 100 m lang sind.
--	---	---	---

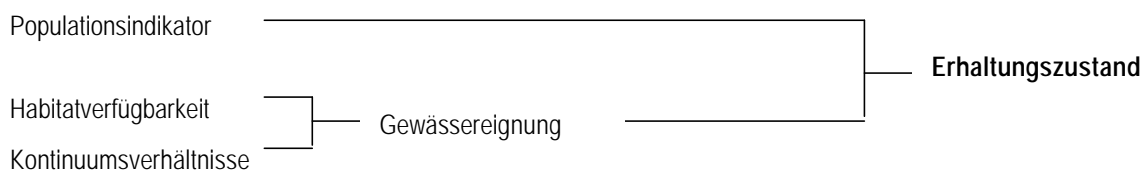
37.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Schrätzer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Schrätzer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Schrätzer potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

37.3 Bewertungsanleitung

37.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen einer Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für den Schrätzer unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Habitat- und Beeinträchtigungsindikator.



Gewässereignung

	Habitatindikator		
	A	B	C
Beeinträchtigungsindikator	A	A	C
	B	B	C
	C	B	C

Erhaltungszustand

	Populationsindikator		
	A	B	C
Gewässereignung	A	A	C
	B	B	C
	C	B	C

37.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Schrätzerpopulation vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

38 1159 ZINGEL ZINGEL (LINNAEUS, 1766)

38.1 Schutzobjektsteckbrief

38.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Zingel

Synonymie: *Aspro zingel* L., 1758; *Perca zingel* L. 1766;

38.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Perciformes, Percidae

Merkmale: Kräftiger, fast drehrunder Körper mit spitzem, dreieckigem Kopf und leicht unterständiger Maulöffnung. Ober- und Unterlippe sind am Rand dicht mit zahnähnlichen Papillen besetzt, welche die Zähne der Kiefer überragen. Der Kiemendeckel besitzt einen gut ausgebildeten Dorn. Der Schwanzstiel ist kürzer als die zweite Rückenflosse. Der Zingel besitzt zwei voneinander getrennte Rückenflossen, die erste setzt sich aus 13-15 Stachelstrahlen, die zweite aus einem Stachelstrahl und 18-20 Gliederstrahlen zusammen. Die Afterflosse besteht aus 1-2 Stachelstrahlen und 11-13 Gliederstrahlen. 83-92 kleine Kammschuppen befinden sich in einer Längsreihe. Die Schwimmblase ist nur mehr rudimentär vorhanden.

Die Färbung ist ein dunkles Gelb, ganz übersät mit schwarzbraunen Flecken. In verwaschenen Querbinden ziehen sich diese Flecken über die Flanke. Die Unterseite ist heller, fast weiß gefärbt. Die Bauchflossen sind zart lachsfarben. Die durchschnittliche Länge beträgt ca. 30 cm bei einem Gewicht von ca. 200 Gramm. Fänge von Exemplaren über 60 cm und einem Kilo sind verbürgt.

38.1.3 Biologie

Der Zingel ist ein Bodenfisch der sich tagsüber verborgen hält. Nachts geht er mit ruckartigen Schwimmbewegungen auf Nahrungssuche. Die kräftigen, verdickten Bauchflossen helfen ihm bei der Fortbewegung. Die Augen leuchten im Halbdunkel stark grünlich, sie besitzen ein leuchtendes Tapetum. Zu erwähnen ist weiters, dass der Zingel imstande ist seine Augen unabhängig voneinander zu bewegen.

Die Laichzeit fällt meist in die Monate März und April. Die ca. 1,5 mm großen Eier werden an überströmten Kiesbänken abgelegt. LABONTE (1904) schreibt von 6.000 Eier pro Weibchen. Für die Donau konnte ZAUNER (1991) den Laichtermin für Mitte April bestimmen.

GSCHOTT (1944) nennt Würmer, Limnaen, Planorben, Sphaerien, Pisidien, Chironomiden, Ephemeriden- und Trichopterenlarven, ferner Asellus und Gammarus als Nahrung für den Zingel. Fischlaich und kleinere Fische werden ebenfalls nicht verschmäht.

Zingel erreichen ähnlich wie Schrätzer vereinzelt das 15. Lebensjahr.

38.1.4 Autökologie

Im Vergleich zum Streber kommt der Zingel tendenziell in größeren Flüssen und an tieferen Stellen vor (BERG et al. 1989). Der Schwerpunkt seiner Verbreitung liegt im Epipotamal. Er bevorzugt mäßig strömende Bereiche mit sohnahen Fließgeschwindigkeiten von ca. 20 bis 30 cm s⁻¹ (ZAUNER, 1996). Damit treten Zingel vor allem in Stauen und Stauwurzelbereichen der Donau auf.

38.1.5 Populationsökologie

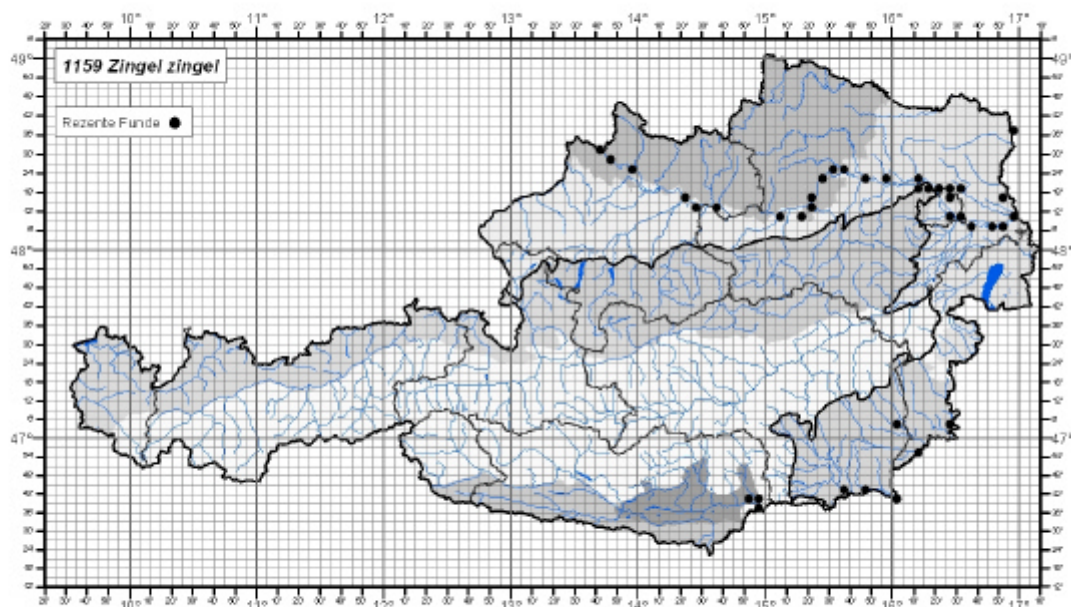
In Folge der benthischen Lebensweise und des Lebensraumes (große Fließgewässer) ist die Erhebung der Populationsstruktur und insbesondere der Populationsdichte schwierig bis unmöglich. Aufgrund der langen Lebensdauer und der stabilen abiotischen Rahmenbedingungen in großen Flüssen sind bei dieser Art keine deutlichen kurzfristigen Populationschwankungen zu erwarten.

38.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Der Zingel ist nur in Mittel- und Südosteuropa beheimatet.

Europa: Die Bestände des Zingels liegen neben dem Prut- und Dnjestrgebiet im Donaueinzugsgebiet vom Delta bis Baden-Württemberg. Die EU 15 Staaten Österreich und Deutschland (Kontinentale und Alpine Bioregion) haben Anteil an den Donaupopulationen.

Österreich: Die wesentlichen Zingelbestände liegen in der gesamten österreichischen Donau sowie der größeren Zubringer und Mündungsbereiche (March, Thaya, Marchfeldkanal, Melk, Pielach etc.). Weitere Nachweise gibt es aus der Grenzmuir, der Feistritz und Lafnitz in der Steiermark und im Burgenland sowie der unteren Drau und Lavant in Kärnten. Aus den westlichen Bundesländern Tirol, Salzburg und Vorarlberg fehlen Zingel - Nachweise.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

38.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: vulnerable

Österreich: Gefährdungskategorie 4 „Potenziell gefährdet“

Schutzstatus: Anhang II und V der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Die Habitatqualität der regulierten Donau für den Zingel hat sich durch die Umwandlung in eine Staukette verbessert. Außerhalb der Donau haben die Bestände durch Regulierungsmaßnahmen abgenommen. In den letzten Jahren sind keine deutlichen Bestandsänderungen erkennbar.

Gefährdungsursachen: In der Staukette der Donau findet der Zingel abschnittsweise recht gute Lebensbedingungen vor. In anderen Flüssen ist eine Gefährdung der Zingelbestände durch Erhöhung der Fließgeschwindigkeit infolge von Regulierungsmaßnahmen (LELEK, 1987; ZAUNER, 1991) möglich. In der March wird die schlechte Wasserqualität für die geringen Bestände verantwortlich gemacht (SPINDLER et al., 1992).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Der Ausweitung des Areals und Verbesserung der Habitatqualität für den Zingel außerhalb der Donau sind Restrukturierungsmaßnahmen und die Entfernung von Kontinuumsunterbrechungen zweckdienlich.

38.1.8 Verantwortung

Der Zingel ist innerhalb der EU 15 nur in Süddeutschland und Österreich vertreten. Deshalb sind die Bestände in Österreich für den Erhalt dieses Schutzgutes sehr wesentlich.

38.1.9 Kartierung

Zum Nachweis des Zingels sind Elektrofischerei und Langleinen geeignet. Die Quantifizierung ist aufgrund der benthischen Lebensweise und der methodischen Schwierigkeit der Befischung großer Fließgewässer wie der Donau problematisch.

38.1.10 Wissenslücken

Ebenso wie beim Streber ist beim Zingel das Wissen um die Autökologie sehr gering.

38.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

BERG, R.; BLANK, S. & STRUBELT, T. (1989): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Stuttgart. 158 S.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

SPINDLER, T.; HOLCÍK, J. & HENSEL, K. (1992): Die Fischfauna der österreichisch-tschechoslovakischen Grenzstrecke der March samt ihrem Einzugsgebiet. Forschungsbericht Fischereimanagement 2. Forschungsinstitut WWF Österreich. 180 S.

ZAUNER, G. (1991): Vergleichende Untersuchungen zur Ökologie der drei Donauperciden Schrätzer (*Gymnocephalus schraetzer*), Zingel (*Zingel zingel*) und Streber (*Zingel streber*) in gestauten und ungestauten Donauabschnitten. Dipl. Univ. f. Bodenkultur, Wien: 110 S.

ZAUNER, G. (1996): Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau. In: MORAWETZ & WINKLER (Hrsg.): Biosystematics and ecology Series No. 9. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien. 78 S.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Gerald ZAUNER: EZB - TB Zauner. TB für Angewandte Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft. Siedlungstraße 140. 4090 Engelhartszell a.d. Donau. Tel. 07717/7176-11. email: zauner@ezb-fluss.at

38.2 Indikatoren und Schwellenwerte

38.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitatverfügbarkeit und -verteilung	Mäßig strömende Gewässerabschnitte mit kiesigem oder sandigem Grund mosaikartig im gesamten Gewässersystem vorhanden.	Mäßig strömende Gewässerabschnitte mit kiesigem oder sandigem Grund abschnittsweise vorhanden.	Mäßig strömende Gewässerabschnitte mit kiesigem oder sandigem Grund nur isoliert und kleinräumig vorhanden.
Kontinuumsverhältnisse	Von der Population besiedeltes Flussgebiet nicht durch Kontinuumsunterbrechungen eingeschränkt.	Von der Population besiedeltes Flussgebiet mit Kontinuumsunterbrechungen, die mit für Schrätzer passierbaren Fischaufstiegshilfen ausgestattet sind.	Von der Population besiedeltes Flussgebiet durch für Schrätzer unpassierbare Kontinuumsunterbrechungen eingeschränkt.
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von mehr als 10 Zingeln.	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von 2 bis 10 Zingeln.	Der Fang von 2 Zingeln gelingt nicht mit der Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten.

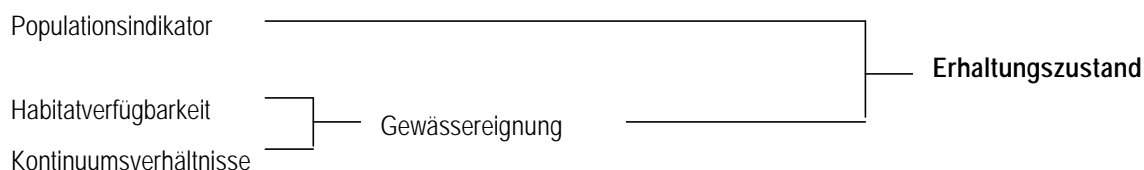
38.2.2 Indikatoren für das Gebiet

- A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Zingel potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.
- B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Zingel potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.
- C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Zingel potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

38.3 Bewertungsanleitung

38.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen einer Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für den Zingel unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Habitat- und Beeinträchtigungsindikator.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
Beeinträchtigungs- indikator		A	B	C
	A	A	A	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
Gewässereignung		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

38.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Zingelpopulation vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

39 1160 ZINGEL STREBER (SIEBOLD, 1863)

39.1 Schutzobjektsteckbrief

39.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Streber

Synonymie: *Asper streber* Siebold, 1863; *Asper verus* Schaeffer, 1761; *Aspro vulgaris*; *Zingel streber balcanicus* Karman, 1936; *Zingel streber nerensis* Banarescu Nalbant, 1979;

39.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Perciformes, Percidae

Merkmale: Schlanker, spindelförmiger Körper. Auffallend ist der lange dünne, drehrunde Schwanzstiel, welcher länger als die zweite Rückenflosse ist. Das kleine Maul ist unterständig. Der Kiemendeckel besitzt am Hinterrand einen starken Dorn. Der Vorkiemendeckel ist gezähnt. Die Breite des Zwischenaugenraumes ist gleich dem Augendurchmesser. Der Streber besitzt ebenso wie der Zingel zwei getrennte Rückenflossen, wobei sich die erste aus 8-9 Stachelstrahlen, die zweite aus einem Stachelstrahl und 12-13 Gliederstrahlen zusammensetzt. Die Afterflosse ist groß, rautenförmig, mit einem Stachelstrahl und 10-12 Gliederstrahlen versehen. 70-80 Kammschuppen befinden sich in der Längsreihe. Eine Schwimmblase fehlt dem Streber gänzlich. Die Grundfarbe des Strebers ist ein gelbliches, dorsal bis rötliches Braun, das auf der Unterseite bis zu weiß lichtet. Vom Rücken ziehen über die Seiten 4-5 schwarzbraune Querbinden, die sich von denen des Zingels dadurch unterscheiden, dass sie schärfer begrenzt sind. Die Flossen sind graugelb gefärbt und ungefleckt. Schwanzflosse und Bauchflossen zeigen eine fleischrötliche Farbe. Längen von 16-18 cm entsprechen dem Durchschnitt, als maximale Länge wird 23 cm erreicht.

39.1.3 Biologie

Der Streber ist ein typischer Bodenfisch, seine Schwimmblase ist völlig rückgebildet. Er gilt als vorwiegend nachtaktiv und in kleinen Gruppen auftretend. Zur Laichzeit im März bis April werden ca. 600 bis 4.200 Eier pro Weibchen (BASTL, 1981) über kiesigem Substrat abgelegt. Die fehlende Schwimmblase erlaubt ihm nur eine hüpfende Fortbewegung. Auffallend ist seine Fähigkeit, den Kopf seitlich zu bewegen und die Augen unabhängig nach verschiedenen Richtungen zu rollen. Nach ZIETZER (1982) beginnt die Laichzeit ab etwa Anfang März bei einer Wassertemperatur von über 8 °C. Für die Donau konnte ZAUNER (1991) den Laichtermin für Mitte April bestimmen. Die Laichfärbung ist charakterisiert durch goldbronzefarbene schimmernde Bauchflanken und intensive Nachdunkelung des Rückens; das Männchen wird schwarz, während bei den Weibchen ein starker Kontrast zwischen den dunkeln und den hellen, braungelben Querbinden auftritt. Die einzelnen Schuppen sind gleichmäßig mit einem beigen Saum am Schuppenrand eingefasst. Die 2 mm großen Eier haften an Steinen und Sand. 400 Eier soll laut ZIETLER (1982) das Weibchen legen.

Die Nahrung des Strebers besteht aus benthischen Invertebraten, Fischlaich und –brut.

39.1.4 Autökologie

Der Streber hat seinen Verbreitungsschwerpunkt im Epipotamal, tritt aber, verglichen mit seiner Schwesternart *Z. zingel*, auch bis in den Übergangsbereich zum Hyporhithral auf. Er besiedelt vorwiegend seichte, schottrige und vor allem schnell fließende Bereiche mit einer sohnahen Fließgeschwindigkeit von etwa 50 bis 60 cm s⁻¹. In der Donau ist er auf Fließstrecken und in geringerem Maße auf Stauwurzelbereiche beschränkt.

39.1.5 Populationsökologie

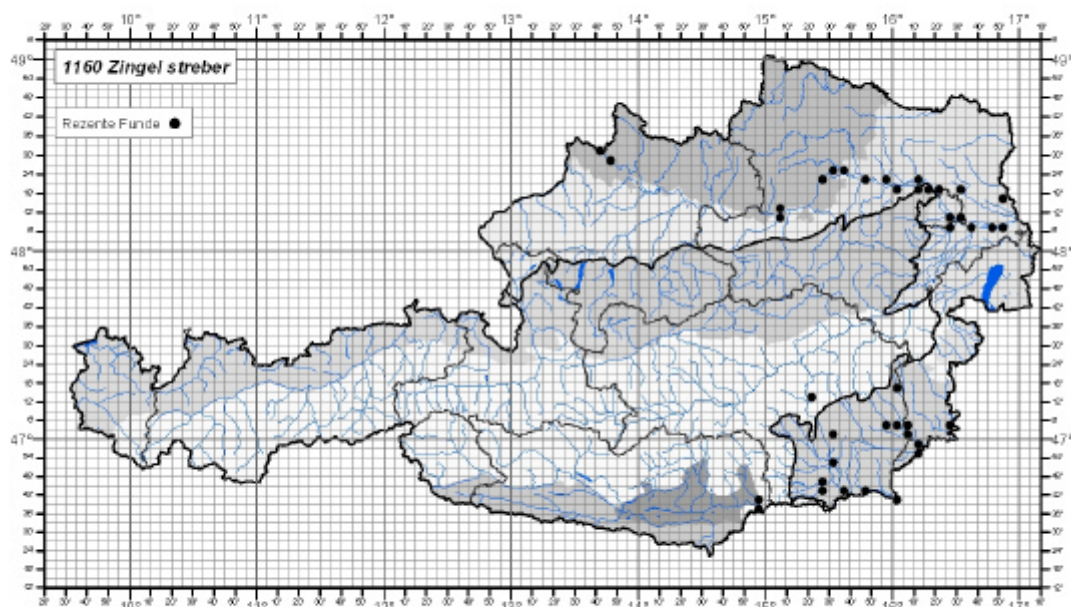
In Folge der benthischen Lebensweise und des Lebensraumes (mittlere und große Fließgewässer) ist die Erhebung der Populationsstruktur und insbesondere der Populationsdichte schwierig bis unmöglich. Aufgrund der langen Lebensdauer und der stabilen abiotischen Rahmenbedingungen in großen Flüssen sind bei dieser Art keine deutlichen kurzfristigen Populationschwankungen zu erwarten.

39.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Verbreitung des Strebers ist auf Mittel- und Südosteuropa beschränkt.

Europa: Der Streber liebt sauerstoffreiche Fließgewässer im Donauebiet (Donau und Nebenflüsse, von Bayern bis zum Donaudelta), die in der Kontinentalen und Alpenen Biogeographischen Region liegen. Nur die EU 15 Staaten Österreich und Deutschland verfügen über Streberpopulationen.

Österreich: Der Streber ist ein typischer Donaufisch, den man früher zeitweise weit in den Nebenflüssen der Donau (z.B.: Inn und Salzach) antreffen konnte. Heute sind außerhalb der Fließstrecken und Stauwurzelbereiche der Donau nur wenige Zubringer wie Schwechat und Marchfeldkanal in NÖ besiedelt. Weiters gibt es Nachweise aus der Grenzmu, dem Lafnitz-System und der Sulm, dem Lafnitzsystem und der Pinka in der Steiermark und dem Burgenland sowie aus Kärnten in der unteren Drau und Lavant. Der Streber fehlt in Vorarlberg, Salzburg und Tirol.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt[®]

39.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: vulnerable

Österreich: Gefährdungskategorie 1 „Vom Aussterben bedroht“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Durch den Umwandlung der Donau in eine Laufstaukette wurde der Lebensraum des Strebers in der Donau auf wenige verbliebene Fließstrecken und Stauwurzelbereiche verkleinert. In den verbliebenen Lebensräumen sind keine drastischen Bestandsänderungen erkennbar. Von der Verbesserung der Gewässergüte hat diese Art lokal profitiert.

Gefährdungsursachen: Die hauptsächliche Gefährdungsursache sind großflächig zu geringe Strömungsgeschwindigkeiten über Grund infolge von Stauhaltungen (ZAUNER, 1991), die die Bestände in kleine, isolierte Teilpopulationen fragmentieren. Weiters werden Wasserverschmutzung (LELEK, 1987) und Versiltung von Schotterkörpern (SCHIEMER et al., 1994) für den Rückgang des Strebers verantwortlich gemacht.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Wesentlich für den Schutz des Strebers ist der Erhalt freier Fließstrecken. In den Verbreitungsgebieten außerhalb der Donau ist die Beseitigung von Kontinuumsunterbrechungen entscheidend, um Wiederbesiedelung und den Austausch zwischen Populationen zu ermöglichen.

39.1.8 Verantwortung

Der Streber ist innerhalb der EU 15 nur in Süddeutschland und Österreich vertreten. Deshalb sind die Bestände in Österreich für den Erhalt dieses Schutzgutes sehr wesentlich.

39.1.9 Kartierung

Zum Nachweis des Strebers sind Elektrofischerei und Langleinen geeignet. Die Quantifizierung ist aufgrund der benthischen Lebensweise und der methodischen Schwierigkeit der Befischung großer Fließgewässer wie der Donau problematisch.

39.1.10 Wissenslücken

Das Wissen über die Autökologie des Strebers ist lückenhaft.

39.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

BASTL, I. (1981): To the fecundity of *Zingel streber*. Folia Zool. Brno 30 (2): 177 – 180.

HOLCÍK, J. (1979): Supplements to the description of *Zingel streber* (Osteichthyes, Percidae) with regard to its geographical variability. Folia Zool. Brno 28 (1): 73 – 84.

PATZNER, R. A.; GLECHNER, R.; RIEHL, R. (1994): Die Eier heimischer Fische. 9. Streber, *Zingel streber* SIEBOLD, 1863 (Percidae). Österreichs Fischerei 47: 122 – 125.

SMIRNOV, A. I. (1971): Morphological description of the Danubian percid (*Aspro Zingel* (L.)) in the lower Danube. Journal of Ichthyology 11 (5): 812 – 814.

ZIETZER, A. (1982): Zur Biologie des Strebers. Fischer und Teichwirt 33: 226 – 228.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

ZAUNER, G. (1991): Vergleichende Untersuchungen zur Ökologie der drei Donauperciden Schrätzler (*Gymnocephalus schraetzer*), Zingel (*Zingel zingel*) und Streber (*Zingel streber*) in gestauten und ungestauten Donauabschnitten. Dipl. Univ. f. Bodenkultur, Wien: 110 S.

ZAUNER, G. (1996): Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau. In: MORAWETZ & WINKLER (Hrsg.): Biosystematics and ecology Series No. 9. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien. 78 S.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Gerald ZAUNER: EZB - TB Zauner. TB für Angewandte Gewässerökologie und Fischereiwirtschaft. Siedlungstraße 140. 4090 Engelhartzell a.d. Donau. Tel. 07717/7176-11. email: zauner@ezb-fluss.at

39.2 Indikatoren und Schwellenwerte

39.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässerbeschaffenheit	Fließgewässer mit schottrigem Sohlsubstrat und über weite Strecken bei jeder Wasserführung seichte, schnell überströmten Gewässerbereichen.	Fließgewässer mit schottrigem Sohlsubstrat und zumindest abschnittsweise seichten, schnell überströmten Gewässerbereichen.	Fließgewässer ohne oder mit kolmatiertem schottrigem Sohlsubstrat oder ohne zumindest abschnittsweise seichten, schnell überströmten Gewässerbereichen.
Stauhaltung	Ungestautes Fließgewässer	Stauwurzelbereich	Gestauter Fließgewässerabschnitt
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (Große Strebergewässer wie die Donau, Grenz-mur)	Der Fang mehr als 10 Strebern gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen mit 50 Haken in geeigneten Habitaten im Sommer.	Der Fang von 2 bis 10 Strebern gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen mit 50 Haken in geeigneten Habitaten im Sommer.	Der Fang von 2 Strebern gelingt nicht mit der Exposition von 10 Langleinen mit 50 Haken in geeigneten Habitaten im Sommer.
Fischdichte (Kleine Strebergewässer wie z.B. Schwechat oder Lafnitz)	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von mehr als 10 Strebern.	Bei einer Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten gelingt der Nachweis von 2 bis 10 Strebern.	Der Fang von 2 Strebern gelingt nicht mit der Streifenbefischung von 1 km Länge in geeigneten Habitaten.

39.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Streber potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.

B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Streber potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.

C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Streber potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

39.3 Bewertungsanleitung

39.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Als Population wird die Gesamtheit aller Individuen einer Gewässerstrecke - welche sich auch über mehrere Fließgewässer erstrecken kann - verstanden, welche durch keine für den Streber unpassierbare Querbauwerke unterbrochen ist. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Beeinträchtigungs- und Habitatindikator.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungsindikator	A	A	A	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

39.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Streber-Population vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

40 1163 COTTUS GOBIO (LINNAEUS, 1758)

40.1 Schutzobjektsteckbrief

40.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Koppe

Synonymie: *Cottus microstomus* Heckel, 1837; *Cottus affinis* Heckel, 1837; *Cottus gobio* var. *macrostomus* Jeitteles, 1863; *Cottus gobio koshewnikowi* Gratzianow, 1907; *Cottus gobio jaxartensis* Berg, 1916; *Cottus gobio milvensis* Soldatov, 1924; *Cottus gobio* var. *roesus* Odewall, 1927; *Cottus gobio natio pellegrini* Vladykov, 1931; *Cottus gobio pellegrini* Bacescu & Bacescu-Mester, 1964; *Cottus gobio hispaniolensis* Bacescu & Bacescu-Mester, 1964; *Cottus gobio haemusi* Marinov & Dikov, 1986

40.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Vertebrata, Gnathostomata, Scorpaeniformes, Cottidae

Merkmale: Keulenförmiger Körper (max. 18 cm) mit großem, abgeplattetem Kopf; breites, endständiges Maul; Augen hoch liegend; Kiemendeckel mit kräftigem Dorn; schuppenlos; keine Schwimmblase; Rückenflosse geteilt; Bauchflosse brustständig, paarig; Färbung je nach Untergrund meist dunkel marmoriert.

40.1.3 Biologie

Die Koppe führt eine nachtaktive Lebensweise und hält sich nach Möglichkeit tagsüber unter Steinen und anderen Unterständen verborgen. Aufgrund der benthischen Lebensweise ist die Schwimmblase reduziert, *Cottus* bewegt sich typisch ruckartig am Gewässergrund „hüpfend“ fort. Koppen verteidigen Territorien durch agonistische Verhaltensweisen, wie Abspreizen von Flossen und Kiemendeckeln sowie Lautproduktion (LADICH, 1989). Untypisch für Fische werden die Männchen deutlich größer als die Weibchen (MARCONATO & BISAZZO, 1988). Die Geschlechtsreife wird in den meisten Gewässern mit 2 bis 3 Jahren erreicht, das Maximalalter wird in der Literatur mit 4 bis 6 Jahren angegeben, in Extremfällen bis zu 10 Jahren. Zur Laichzeit, die je nach Höhenlage in die Zeit von März bis Mai fällt, klebt das Weibchen 50 bis 1.000 Eier an die Oberseite von Höhlen (speleophiles Laichverhalten). Die Gelege werden bis zum Schlupf der Brut nach etwa 3 bis 4 Wochen vom Männchen bewacht. Die Nahrung kleiner Koppen besteht vorwiegend aus Chironomiden und Ephemeropteren, größere Individuen fressen zusätzlich Trichopteren, Plecopteren, Crustaceen sowie in vielfach überschätztem Ausmaß Fische und Fischeier (ADAMICKA, 1991; HYSLOP, 1982; WELTON, MILLS, RENDLE, 1983).

40.1.4 Autökologie

Die Koppe ist ein rheophiler Bodenfisch, der vom Epirhithral bis ins Epipotamal vorkommt. Gebirgsbäche können bis über 2000 m Seehöhe besiedelt werden. Die obere Letaltemperatur liegt allerdings über 27 °C (ELLIOTT & ELLIOTT, 1995), was die Einstufung als kaltstenotherme Art (STAHLBERG-MEINHARDT, 1993) in Frage stellt. Vielfach wird die Koppe als gegenüber Gewässerbelastungen sensibler Fisch bezeichnet, der nur in sauberen, sauerstoffreichen Gewässern der Forellenregion überlebt. Im Widerspruch dazu werden Bestände auch in potamalen Flüssen und stark verschmutzten Gewässern angetroffen, und die Koppe erweist sich auch in Laborversuchen als recht resistent gegenüber verschiedenen Chemikalien (HOFER & BUCHER, 1991). Auch in Gebirgs- und Voralpenseen treten Koppen auf. Hier können junge (0+) Koppen sogar im Seenplankton nachgewiesen werden und Vertikalwanderungen im Tagesverlauf durchführen (WANZENBÖCK, LAHNSTEINER & MAIER, 2000). Die ökologische

Nische der Koppe muss also als grundsätzlich breiter definiert werden als bisher angenommen. Der wesentliche Faktor dürfte das Vorliegen eines lockeren, grobkörnigen Sohlsubstrates sein, das die versteckte Lebensweise (Schutz vor Räubern) und die Reproduktion der Koppe ermöglicht. Junge Koppen können tief (bis 1 m, FISCHER, 1998) in einen derart beschaffenen Gewässergrund eindringen.

40.1.5 Populationsökologie

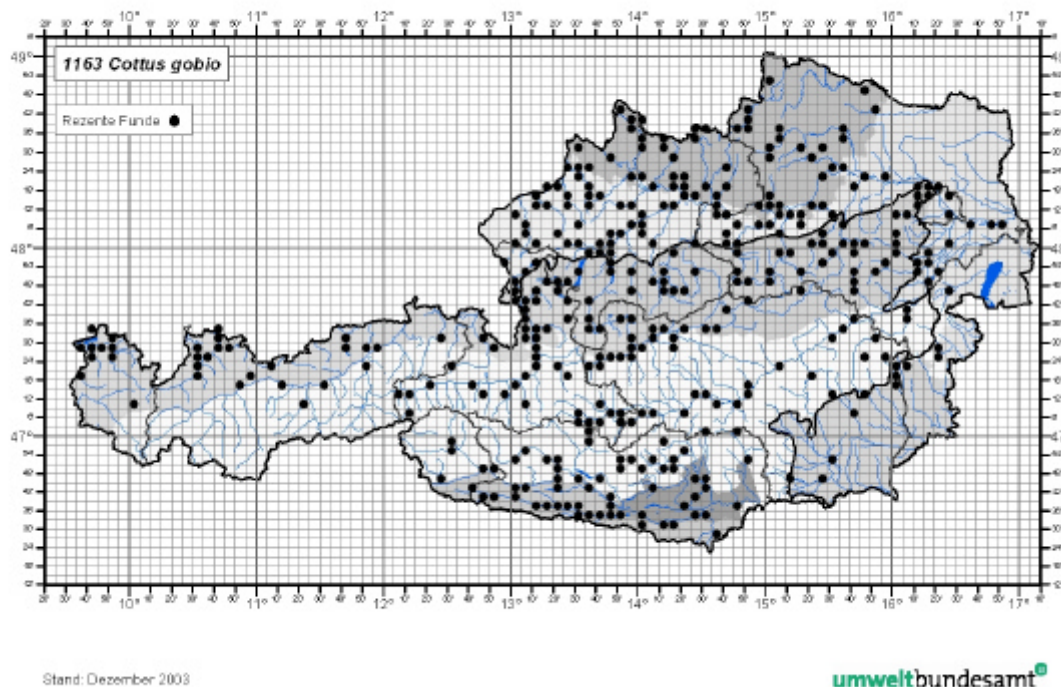
In der Literatur werden Populationsdichten zwischen 0,05 und 25 Individuen pro Quadratmeter genannt (HOFER & BUCHER, 1991), wobei diese Werte aufgrund der methodischen Schwierigkeit die wahren Bestandswerte vermutlich unterschätzen. Aufgrund der starken Bindung an das Sohlsubstrat sind die Dichten in natürlichen Gewässern mit stark heterogener Substratverteilung kleinräumig sehr unterschiedlich. Außerdem kann es durch Katastrophenereignisse (extreme Hochwässer) zu starken zeitlichen Populationschwankungen kommen. Die Populationsstruktur von Koppenbeständen ist aufgrund der methodisch schwierigen Erfassung insbesondere bei kleinen Individuen, die sich bevorzugt im Interstitial aufhalten, nur sehr eingeschränkt zu erheben.

40.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Cottus gobio* ist eine rein europäisch verbreitete Fischart.

Europa: Die Koppe ist in den meisten biogeographischen Regionen, vom Ural bis Nordspanien, und vermutlich in allen EU 15 Mitgliedsstaaten verbreitet. Sie fehlt nur in Nordskandinavien und im äußersten Südeuropa. Im nordöstlichen Eurasien wird die Art durch *Cottus poecilopus* abgelöst.

Österreich: Die Koppe ist gesamtösterreich in allen Bundesländern verbreitet. Eine Vielzahl primär rhithraler Gewässer bis hin zu großen epipotamalen Flüssen wie der Donau und diversen Seen ist besiedelt. Die Art fehlt in Wildbächen mit hohem Gefälle und kleinen Gewässern mit glazialem Einzugsgebiet sowie in sehr sommerwarmen Gewässern (z.B. Südoststeirische Bäche).



40.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN: -

Österreich: Gefährdungskategorie „Nicht gefährdet“

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Im Großteil der besiedelten Gewässer dürfte der Koppfenbestand aktuell stabil sein. In der Donau sind Bestandseinbußen durch Konkurrenzphänomenen mit in den letzten Jahren massiv auftretenden Neozoen wie *Neogobius kessleri* nicht auszuschließen.

Gefährdungsursachen: Lokal verschwunden durch Gewässerverbauung, Stauhaltung (Verschlammung des Interstitials!) und fehlende Wiederbesiedlungsmöglichkeiten oberhalb von Kontinuumsunterbrechungen. In der Donau wird eine Gefährdung durch Konkurrenz mit ähnlich eingensichten, nicht autochtonen Gobiiden diskutiert, vor allem der Kessler-Grundel (*Neogobius kessleri*).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Maßnahmen, die den Feinsedimentanteil in Fließgewässern erhöhen können, sind für Koppfenbestände kritisch und sollen unterbleiben. Die Beseitigung von Kontinuumsunterbrechungen und der Rückbau von Gewässerregulierungen haben positive Auswirkungen auf die Ausdehnung und Qualität der Bestände.

40.1.8 Verantwortung

Aufgrund des großen europäischen Verbreitungsgebietes kommt Österreich eine vergleichsweise geringe Verantwortung zu.

40.1.9 Kartierung

Der Nachweis von Koppen ist durch Elektrofischerei gut möglich. Die Ermittlung von Populationsdichten ist jedoch aufgrund der benthischen, versteckten Lebensweise kaum mit vertretbarem Aufwand möglich.

40.1.10 Wissenslücken

Die Biologie, Ökologie und Verbreitung der Koppe sind sehr gut erforscht. Nichts desto trotz werden weiterhin althergebrachte, unrichtige Ansichten über die Koppe verbreitet.

40.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- ADAMICKA, P. (1991): Schicksal einer durchschnittlichen Koppe (*Cottus gobio* L.) im Lunzer Seebach. Österreichs Fischerei 44: 162 – 164.
- ANDREASSON, S. (1971): Feeding habits of a sculpin (*Cottus gobio* L. Pisces) population. Inst. Freshw. Res. Drottningholm Ann. Rep. 51: 5 – 30.
- CRISP, D. T. & MANN, R. H. K. (1991): Effects of impoundment on populations of bullhead *Cottus gobio* L. and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.), in the basin of Cow Green Reservoir. J. Fish Biol. 1991: 731 – 740.
- ELLIOTT, J. M. & ELLIOTT, J. A. (1995): The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from three populations in north-west England. Freshwater Biology 33: 411-418.
- FISCHER, S. (1998): Verteilung und Wanderverhalten der Mühlkoppe (*Cottus gobio* L.) in einem alpinen Bachabschnitt. Biologische Station Lunz, Universität Salzburg: 71 S.
- FISCHER, S. & KUMMER, H. (2000): Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. Hydrobiologia 422/423: 305 – 317.
- HOFER, R. & BUCHER, F. (1991): Zur Biologie und Gefährdung der Koppe. Österreichs Fischerei 44: 158 – 161.
- HOFFMANN, A. (1996): Auswirkungen von Unterhaltungs- und Gestaltungsmaßnahmen an Fleißgewässern auf räumlich und zeitlich verschiedene Nutzungsmuster der Koppe *Cottus gobio*. Fischökologie 9: 49 – 61.
- HYSLOP, E. J. (1982): The feeding habits of 0+ stone loach, *Noemacheilus barbatulus* (L.), and bullhead, *Cottus gobio* L. J. Fish Biol. 21: 187 – 196.
- MARCONATO, A. & BISAZZA, A. (1988): Mating preferences of the female river bullhead, *Cottus gobio* (Cottidae, Teleostei). Boll. Zool. 50, 51 - 54.
- MARCONATO, A. & Rasotto, M. B. (1983): Mate choice, egg cannibalism and reproductive success in the river bullhead, *Cottus gobio* L. J. Fish Biol. 33: 905 – 916.
- PATZNER, R. A.; FISCHER, S. & RIEHL, R. (2001): Die Eier heimischer Fische. 13. Mühlkoppe – *Cottus gobio* Linnaeus, 1758 (Cottidae). Österreichs Fischerei 54: 50 – 54.
- STAHLBERG-MEINHARDT, (1993): Einige Aspekte zur Ökologie der Mühlkoppe (*Cottus gobio* L.) in zwei unterschiedlich fischereilich bewirtschafteten Gewässern. Verh. Ges. Ökologie 22: 295 – 298.
- WANZENBÖCK, J.; LAHNSTEINER, B. & MAIER, K. (2000): Pelagic early life phase of the bullhead in a freshwater lake. J. Fish Biol. 56: 1553 – 1557.
- WELTON, J. S.; MILLS, C. A. & RENDLE, E. L. (1983): Food and habitat partitioning in two small benthic fishes, *Noemacheilus barbatulus* (L.) and *Cottus gobio* L. Arch. Hydrobiol. 97 (4): 434 – 454.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

HOFER, R. & BUCHER, F. (1996): Die Koppe (*Cottus gobio* L.) als Indikator für Umweltbelastungen. *Fischökologie* 10: 47 – 62.

KAINZ, E. & GOLLMANN, H. P. (1989): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Koppe, Mühlkoppe oder Groppe (*Cottus gobio* L.). *Österreichs Fischerei* 42: 204 – 207.

40.2 Indikatoren und Schwellenwerte**40.2.1 Indikatoren für die Population**

Habitatindikatoren	A	B	C
Substratverhältnisse	Tiefgründig lockeres, grobkörniges Sohlsubstrat ist über weite Gewässerstrecken vorhanden.	Lockeres, grobkörniges Sohlsubstrat ist zumindest abschnittsweise vorhanden.	Sohlsubstrat vorwiegend Feinsediment oder durch Feinsediment verfülltes Grobsubstrat.
Schwall- oder Stauhaltung	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet (> 75% der Lauflänge) nicht durch Schwall oder Stauhaltung beeinflusst.	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet (> 75% der Lauflänge) kaum durch Schwall oder Stauhaltung beeinflusst.	Wesentliches von der Population besiedeltes Flussgebiet deutlich durch Schwall oder Stauhaltung beeinflusst.
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte	Der Nachweis von mehr als 25 Koppen pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 5 bis 25 Koppen pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 5 Koppen pro Strecke gelingt nicht bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind:

40.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand A oder zumindest 75% der von Koppe potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A.

B: Alle Populationen im Gebiet mit Erhaltungszustand B oder weniger als 75% der von Koppe potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand A und weniger als 50% Erhaltungszustand C.

C: Keine Population im Erhaltungszustand A oder B oder mehr als 50% der von Koppe potenziell besiedelbaren Gewässerfläche im Erhaltungszustand C.

40.3 Bewertungsanleitung**40.3.1 Bewertungsanleitung für die Population**

Als Population wird eine durchgängig mit Koppen besiedelte Gewässerstrecke betrachtet, die auch mehrere Fließgewässer umfassen kann. Die Bewertung des Erhaltungszustands einer

Population ergibt sich aus der Verknüpfung von Populations-, Habitat- und Beeinträchtigungsindikator.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungsindikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

40.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Kommt in einem Gebiet nur eine Koppenpopulation vor, so wird deren Erhaltungszustand für das Gebiet übernommen. Befinden sich in einem Gebiet jedoch mehrere Populationen, so erfolgt die Einstufung nach den flächenmäßigen Anteilen der Populationen.

KREBSE

Bearbeiter : Dipl. Ing. Jürgen Petutschnig (ep&b)

41 1092 AUSTROPOTAMOBIUS PALLIPES (LEREBOULLET 1858)

41.1 Schutzobjektsteckbrief

41.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Dohlenkreb; wird im Gailtal auch fälschlicherweise im Volksmund als Sumpfkreb bezeichnet (auf Grund seiner ehemaligen weiten Verbreitung in Sumpfbereichen)

Synonyme: *Astacus pallipes* LEREBOULLET, 1858; *Austropotamobius (Atlantoastacus) pallipes pallipes* BOTT, 1950; *Austropotamobius (Atlantoastacus) pallipes italicus* BOTT, 1950; *Austropotamobius (Atlantoastacus) pallipes lusitanicus* BOTT, 1950; *Austropotamobius italicus* M. KARAMAN 1962; *Austropotamobius pallipes pallipes* M. KARAMAN 1962; *Austropotamobius italicus carsicus* M. KARAMAN 1962; *Austropotamobius (Atlantoastacus) berndhause-ri* BOTT 1972

41.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Crustacea, Decapoda, Astacidae

Merkmale: Der Dohlenkreb erreicht eine maximale Körperlänge (zwischen der Rostrumspitze und dem hinteren Ende des Schwanzfächers) von 11 bis 12 cm. Er wird jedoch in nährstoffarmen, sommerkalten Gewässern kaum Größer als 9 bis 10 cm. Die Körperfärbung variiert zwischen beige und hellbraun und von einer homogenen Grundfärbung bis zu einer leicht marmorierten Körperzeichnung. Die dunkelbraune Färbung der Scherenoberseite hebt sich bei den Kärntner Dohlenkrebsvorkommen in der Regel deutlich von der restlichen Körperfärbung ab. Die Scherenunterseite ist hell, meist leicht beige, in vereinzelt Fällen leicht orange. Sie ist niemals rot oder schmutzig braun wie beim Edelkreb (*Astacus astacus*) oder beim Signalkreb (*Pacifastacus leniusculus*) gefärbt.

Der Dohlenkreb besitzt nur einen mehr oder weniger deutlich ausgeprägten Knoten (Postorbitalknoten) hinter dem Auge. Das Rostrum besitzt nur eine kurze Spitze (zirka ein Drittel der Basis-Länge), die Basis des Rostrum ist mit divergierenden Seitenrändern ausgebildet. Hinter der Nackenfurche sind im Gegensatz zum Steinkreb (*Austropotamobius torrentium*) 3 bis 6 kleinere Dornen bzw. Knoten in einer Reihe ausgebildet. Zwischen der Nackenfurche und dem Auge sind im Gegensatz zum Kamberkreb (*Orconectes limosus*) oder zum Europäischen Sumpfkreb (*Astacus leptodactylus*) keine weiteren Dornen oder Höcker vorhanden. Der erste Gonopod ist mit einer symmetrischen bis leicht asymmetrischen Spitze ausgebildet. Der zweite Gonopod ist durch eine tütenförmige Einrollung geprägt, welche die Hälfte des Endopoditen einnimmt. Die Basis des Endopoditen wird durch einen ausgeprägten Talon geprägt (ALBRECHT 1980).

41.1.3 Biologie

Der Dohlenkreb ist wie alle europäischen Flusskrebse in der Regel dämmerungs- und nachtaktiv. Nur bei hohen Bestandesdichten bzw. bei Gewässern mit fehlenden Fressfeinden kann er auch am Tag hin und wieder beobachtet werden.

Der Dohlenkreb zählt zu den Allesfressern in den heimischen Gewässern. Sein Nahrungsspektrum reicht von Aufwuchsalgen, Wasserpflanzen und Falllaub über Detritus bis hin zu tierischen Nahrungsbestandteilen. Würmer, Schnecken, vereinzelt Amphibien- und Frischlaich werden nicht verschmäht. Am Gewässergrund liegende, tote Tiere werden ebenfalls gerne als Nahrung angenommen. Er wird daher auch als Gesundheitspolizist in den heimischen Gewässern bezeichnet. Nur in Ausnahmefällen gelingt es dem Dohlenkreb gesunde Fische zu erbeuten. Bei nährstoffarmen Gewässern bzw. bei Gewässern mit hohen Populationsdichten werden

vereinzelt Flusskrebse bei feuchter Witterung außerhalb des Gewässers im Uferbereich auf Nahrungssuche beobachtet.

Der Dohlenkrebs besitzt in der Nahrungskette eines Gewässers unterschiedliche Stellungen. Aufgrund seines breiten Nahrungsspektrums kann er sowohl den Primär- als auch Sekundär-Konsumenten zugeordnet werden. Intakte Flusskrebspopulationen bilden darüber hinaus in vielen Gewässern einen wichtigen Nahrungsbestandteil von räuberischen Fischen.

Die Verhaltensweise und Aktivität des Dohlenkrebses wird gleich wie bei seinen europäischen Verwandten (Edelkrebs, Steinkrebs und Sumpfkrebs) vom Fortpflanzungszyklus sowie von der Wassertemperatur seines Lebensraumes geprägt. Mit sinkender Wassertemperatur setzt im Herbst die Paarungszeit der Dohlenkrebse ein. Je nach Gewässertyp und jahreszeitlichen Witterungsverlauf kann dies zwischen Ende Oktober und Anfang Dezember variieren. Die Krebse werden deutlich aktiver. Findet ein Männchen ein geschlechtsreifes Weibchen (meist ab dem dritten Lebensjahr) so wirft er es auf den Rücken und hält mit seinen Scheren die des Weibchens am Boden fest. Mit seinen Gonopoden (Begattungsgriffel) heftet dann das Männchen dem Weibchen Spermapakete um die Geschlechtsöffnung oder an die Schwanzunterseite an. Erst einige Tage bis wenige Wochen später kommt es zur Eiablage beim Weibchen. Diese ist stark temperaturabhängig und erfolgt meist bei Wassertemperaturen zwischen 8 bis 10 (11) Grad. Erst bei der Eiablage kommt es zur Befruchtung. Die Eier werden an der Schwanzunterseite an den Schwimmfüßchen angeheftet. Nach der Eiablage lebt das Weibchen meist zurückgezogen in ihrem Versteck und widmet sich intensiv der Eipflege. Erst im späten Frühjahr (Ende Mai bis Mitte Juni - nach einer deutlichen Erwärmung des Wassers) schlüpfen die Jungen. Die Krebslarven klammern sich mit hakenförmig gebogenen Scheren an den Schwimmfüßchen der Mutter fest. Rund eine bis zwei Wochen nach dem Schlüpfen erfolgt die erste Häutung der Krebslarven. Erst danach sind die Krebse vollständig entwickelt und gleichen den erwachsenen Tieren. Bis zur zweiten Häutung verbleiben die Jungkrebse im Schutz des mütterlichen Schwanzes. Erst nach der 2. Häutung beginnt ihr selbständiges und gefahrenreiches Leben.

Die Temperatur des Lebensraumes beeinflusst neben der Paarung und der Eiablage sowie dem Schlüpfen der Jungkrebse auch die Aktivität der Krebse allgemein. Mit sinkender Wassertemperatur werden die heimischen Flusskrebse träger. Die Nahrungsaufnahme wird deutlich reduziert. Die Krebse verlassen in der kalten Jahreszeit oft tagelang nicht ihre sicheren Höhlen und Unterstände. Populationsuntersuchungen an Krebsbeständen sind aus diesem Grund im Winterhalbjahr wenig aussagekräftig.

41.1.4 Autökologie

Die Dohlenkrebse besitzt im Gegensatz zum Steinkrebs und zum Edelkrebs keine besonderen Lebensraumansprüche. Die Lebensraumamplitude reicht von nährstoffreichen Entwässerungsgräben mit schlammiger Gewässersohle bis hin zu kleineren, sommerkaltten Quellbächen mit steinigem bis felsigem Gewässergrund. In Kärnten werden auch vereinzelt kleinere Teiche und Grundwasser gespeiste Auseen besiedelt (PETUTSCHNIG 2001). In Tirol befinden sich zwei hinsichtlich der Populationsgröße bedeutende Dohlenkrebsvorkommen im Plansee und im Heiterwanger See. Die nährstoffarmen Seen liegen im Bezirk Reutte auf 976 m Seehöhe (FÜREDER & MACHINO 1996).

Bezüglich des Geschiebetriebes ist der Dohlenkrebs deutlich empfindlicher als der Steinkrebs. Bäche mit Wildbachcharakter bieten keinen geeigneten Lebensraum.

Den Tag verbringt der Dohlenkrebs in der Regel zum Schutz vor Fressfeinden in seinem Versteck. Je nach Gewässertyp können diese unter größeren Felsblöcken und Steinen, Wurzeln oder Totholz liegen. Bei Gewässern mit anstehendem lehmigem Sohl- und Ufersubstrat graben sie auch aktiv Höhlen in der Uferböschung. Bei stark verkrauteten Gewässern sind sie darüber

hinaus auch unter abgestorbenen Pflanzen sowie im Herbst unter Laubablagerungen zu finden (PETUTSCHNIG 2000a).

Mit zunehmendem Alter werden die Dohlenkrebse standortgebundener. Ihr Aktionsradius ist bei der Nahrungssuche meist auf wenige 10 Meter um ihren Unterschlupf bzw. ihre Wohnhöhle beschränkt.

41.1.5 Populationsökologie

Populationsuntersuchungen in den Kärntner Dohlenkrebsgewässern (PETUTSCHNIG 2000a, PETUTSCHNIG 2003) ergaben scheinbar sehr große jahreszeitliche Populationsschwankungen sowohl hinsichtlich der Populationsdichten als auch hinsichtlich der Geschlechtsverteilung. Dies ist allgemein auf die geringere Aktivität (geringere Nahrungsaufnahme) während des Winterhalbjahres bzw. auf die große Inaktivität der eiträgenden Dohlenkrebseweibchen zwischen November und Mai zurück zu führen. So konnte beispielsweise im Herbst 2001 bei einem Wiesenbach im Oberen Gitschtal ein mitteldichter Dohlenkrebsbestand mit rund 0,6 Krebse je Laufmeter Bachlauf nachgewiesen werden. Das Geschlechtsverhältnis zwischen den Männchen und Weibchen war ausgeglichen. Bei einer Kontrollbegehung im Dezember 2001 konnte nur mehr 1/10 des Sommerbestandes nachgewiesen werden. Die Geschlechtsverteilung wurde zum überwiegenden Teil durch ältere Männchen geprägt. Das Verhältnis zwischen Männchen und Weibchen lag bei zirka 3,75 : 1. Größere Weibchen wurden mit Ausnahme zweier geschlechtsreifer Weibchen (eines war eitragend) nicht gefunden. Bei den wenigen Jungkrebsen (meist zweisömmrige Tiere) war das Geschlechtsverhältnis nahezu ausgeglichen. Bei einer weiteren Kontrolluntersuchung im Herbst 2002 konnte wiederum nahezu die gleichhohe Bestandesdichte wie im Herbst 2001 beobachtet werden (rund 0,58 Flusskrebse je Laufmeter Bachlauf). Das Geschlechtsverhältnis war ebenfalls wieder ausgeglichen.

Ein Dohlenkrebs wird rund 6 bis 15 Jahre alt. Eine exakte Altersbestimmung ist auf Grund eines fehlenden Skelettes oder sonstigen permanent mitwachsenden Hartteilen nicht möglich. Längenverteilungsuntersuchungen an Flusskrebsbeständen haben jedoch deutlich gezeigt, dass Flusskrebse bei durchschnittlichen Lebensraumbedingungen kaum älter als 8 bis 10 Jahre werden.

Um Wachsen zu können, müssen die Flusskrebse sich ihres alten Panzers in mehr oder weniger regelmäßigen Abständen entledigen. Bei Jungkrebsen geschieht dies im ersten Lebensjahr 7 bis 9 mal. Die Anzahl der Häutungen nimmt mit zunehmenden Alter deutlich ab. Mit Beginn der Geschlechtsreife bzw. bei eiträgenden Weibchen erfolgt die Häutung nur mehr 1 mal im Jahr. Die Männchen häuten sich ab dem 3. Lebensjahr in der Regel nur mehr 2 mal jährlich. Die Anzahl der Häutungen im 1. Lebensjahr ist stark vom Lebensraum (Nahrung, Wassertemperatur usw.) abhängig. Bei Wassertemperaturen unter 12°C erfolgt bei Edelkrebsen keine Häutung mehr (HAGER 1996). Beim Dohlenkrebs liegt die Minimaltemperatur für die Durchführung einer Häutung vermutlich geringfügig tiefer.

Die Paarung der Dohlenkrebse erfolgt im Oktober bzw. im November. Die Eier, in der Regel zwischen 50 und 120 Stück, werden erst einige Tage bzw. wenige Wochen später abgelegt. Durch die intensive Eipflege (6 bis 7 Monate Eitragzeit) und die geringe Aktivität der eiträgenden Weibchen sind die Verluste (Absterben der Eier, Verpilzung usw.) gering. Im ersten Lebensjahr wird der Bestand an Flusskrebsen durch natürliche Fressfeinde und durch Häutungsverluste jedoch auf rund 5 bis 15 Prozent reduziert (M. KELLER, mündl. Mitt.). Bei Dohlenkrebsaufzuchtversuchen in der Zuchtanstalt von Reinhard Pekny (in Göstling an der Ybbs) konnten die Ausfälle im ersten Lebensjahr deutlich reduziert werden. Der Nachzuchterfolg lag bei rund 80 Prozent.

Das Geschlechtsverhältnis zwischen Männchen und Weibchen ist bei vitalen Beständen ausgeglichen. Deutlich abweichende Geschlechtsverhältnisse bei Populationsuntersuchungen im

Freigelände sind meist auf falsch gewählte Untersuchungstermine (geringe Aktivität von eitragenden Weibchen, häutungsbedingte Verzehrungen usw.) zurück zu führen.

In Dohlenkrebsgewässern können die Populationsdichten sehr unterschiedlich sein. Maßgeblich hierfür sind die Nahrungsverhältnisse und die Wassertemperatur, die Gewässerstruktur, die Dichte der Fressfeinde und die Schadstoffeinträge aus dem Gewässerumland. Untersuchungen an den Kärntner Dohlenkrebsbeständen haben gezeigt, dass die dichtesten Dohlenkrebsbestände in nährstoffreichen, verhältnismäßig sommerwarmen, dichtverwachsenen Entwässerungsgräben- und Lauenbachsystemen mit einem geringen bis fehlenden Fischbestand zu finden sind (PETUTSCHNIG 2000a, PETUTSCHNIG 2003). Als günstiges Maß für die Beschreibung von Bestandesdichten bei Bächen und Entwässerungsgräben hat sich die Angabe der durchschnittlich beobachteten Dohlenkrebse pro Laufmeter untersuchten Bachlauf bewährt. Die Zahl variiert bei den Kärntner Dohlenkrebsvorkommen zwischen 0,1 bis 8,0. Mit einer jährlichen Begehung der Dohlenkrebsgewässer, bei nahezu gleichem Untersuchungszeitpunkt (am günstigsten ist die Zeit zwischen Ende Juli und Ende August) und gleich bleibender Untersuchungsintensität, können mit geringem Zeitaufwand repräsentative Aussagen über Bestandesentwicklungen gemacht werden.

Das Ausbreitungsverhalten wird sehr wesentlich von der Vernetzung (dem Fließgewässerkontinuum) geeigneter Gewässerabschnitte und von der Populationsdichte im Ausgangsbestand beeinflusst. Beobachtungen an zwei Dohlenkrebsbeständen im Oberen Gailtal und im Oberen Drautal in der Zeit zwischen März 2002 und November 2003 haben gezeigt, dass eine Wiederbesiedelung von geeigneten Gewässerabschnitten sowohl Bach aufwärts als auch Bach abwärts relativ rasch erfolgen kann. Der Spätherbst 2001 und der Winter 2001/2002 war in Oberkärnten durch fehlenden Niederschlag geprägt. Geringe Abflussmengen in den Bächen und Flüssen sowie tiefe Grundwasserstände waren die Folge. Bei zwei großen Dohlenkrebsbeständen ist es durch ein abschnittsweises Austrocknen und Durchfrieren der Gewässer zu massiven Bestandesausfällen gekommen. Die Bestandesdichten wurden auf geschätzte 10 bis 15 Prozent des ursprünglichen Vorkommens reduziert. Bis zum Spätherbst 2003 konnte eine nahezu vollständige Wiederbesiedelung der ursprünglich von Krebsen besiedelten Gewässerabschnitte beobachtet werden. Die Besiedelung ist beim Vorkommen im Oberen Gailtal sowohl Bach aufwärts als auch Bach abwärts (jeweils von einer geringen Restpopulation) mit ein bis fünf (mehr)jährigen Krebsen erfolgt. Beim Bestand im Oberen Drautal erfolgt die Besiedelung ausschließlich Bach abwärts durch eine mitteldichte Restpopulation. Innerhalb von rund 1,5 Jahren wurde ein Gewässerabschnitt mit einer Länge von rund 300 m wiederbesiedelt. Auffallend war, dass die Wiederbesiedelung vor allem durch einsömmrige Jungkrebse und nur in Ausnahmefällen durch ältere Dohlenkrebse erfolgte.

Durch die nahezu vollständige Wassergebundenheit der Dohlenkrebse, das Fehlen einer passiven Besiedelung durch eine Übertragung von Eiern und Jungkrebse durch Wasservögel (wie dies bei Weißfischen durch Wasservögel geschehen kann) kann keine Wiederbesiedelung von geeigneten Krebsgewässern in unterschiedlichen Gewässereinzugsgebieten bzw. oberhalb von natürlichen oder künstlichen Migrationshindernissen erfolgen.

41.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Das aktuelle Hauptverbreitungsgebiet des Dohlenkrebses liegt im westlichen und südlichen Europa. In den Gewässern Spaniens, Frankreichs, Italiens, der Schweiz und Großbritanniens ist er derzeit der wichtigste Vertreter der heimischen Flusskrebsarten (MACHINO & FÜREDER 1996).

Das natürliche Verbreitungsareal dürfte sich im Wesentlichen auf den Bereich des ehemaligen Jugoslawiens, Norditalien, Kärnten, Schweiz und Frankreich beschränken. Die Vorkommen in Spanien, England, Irland und Schottland beruhen vermutlich auf älteren Besatzmaßnahmen (LAURENT 1988). DNA Untersuchungen in den letzten Jahren bestätigen diese Vermutung (MACHINO, mündl. Mitt.). Die Vorkommen des Dohlenkrebses in Deutschland (Baden-

Württemberg) wurden erst in den 1980er Jahren entdeckt und beschrieben (DEHUS 1995). Aussagen über die Natürlichkeit dieser Vorkommen können vermutlich erst nach detaillierten DNA Untersuchungen gemacht werden.

EU: Der Dohlenkrebs wird in der EU 15 für 8 Mitgliedstaaten (AT, DE, ES, FR, IE, IT, PT, UK) und 4 biogeographische Regionen (alpin, atlantisch, kontinental, mediterran) angegeben.

Österreich: Die Tiroler Dohlenkrebsvorkommen befinden sich im Bezirk Reutte im Plansee und im Heiterwanger See, im Archbach (Abfluss des Plansees) und im Kreckelmooser See, ein Anglerteich in der Nähe von Reutte. Die Vorkommen im Plansee und Heiterwanger See sowie dessen Abfluss entstammen eingesetzten Krebsen, die nach mündlichen Angaben in den 1920iger Jahren im See eingebracht wurden. Die Dohlenkrebse aus dem Kreckelmooser See stammen aus dem Plansee und wurden zu Beginn der 1980iger Jahre dort ausgesetzt (FÜREDER 2002).

Die Dohlenkrebsvorkommen in Kärnten wurden erst im Jahr 1977 entdeckt und in weiterer Folge beschrieben (ALBRECHT 1980, ALBRECHT 1981). Ihre Entdeckung galt als kleine zoologische Sensation, da die Kärntner Vorkommen die einzigen natürlichen im gesamten Donaueinzugsgebiet sind. Ursprünglich wurde angenommen, dass die Kärntner Vorkommen nur auf das Gitschtal, ein kleines Seitental des Gailtales beschränkt sind. Neuere Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass auch noch Restbestände im Oberen Gailtal und im Oberen Drautal vorhanden sind (FÜREDER & MACHINO 1996, MACHINO 1997, PETUTSCHNIG 2000, PETUTSCHNIG 2001). Derzeit sind in Kärnten 21 Dohlenkrebsvorkommen bekannt. In 4 weiteren Gewässern wurden zwischen 2000 und 2003 Besatzmaßnahmen durchgeführt. Zum Teil konnte in diesen Beständen bereits eine natürliche Vermehrung festgestellt werden. Ob es sich jedoch um gesicherte Bestände handelt kann derzeit noch nicht eindeutig gesagt werden.

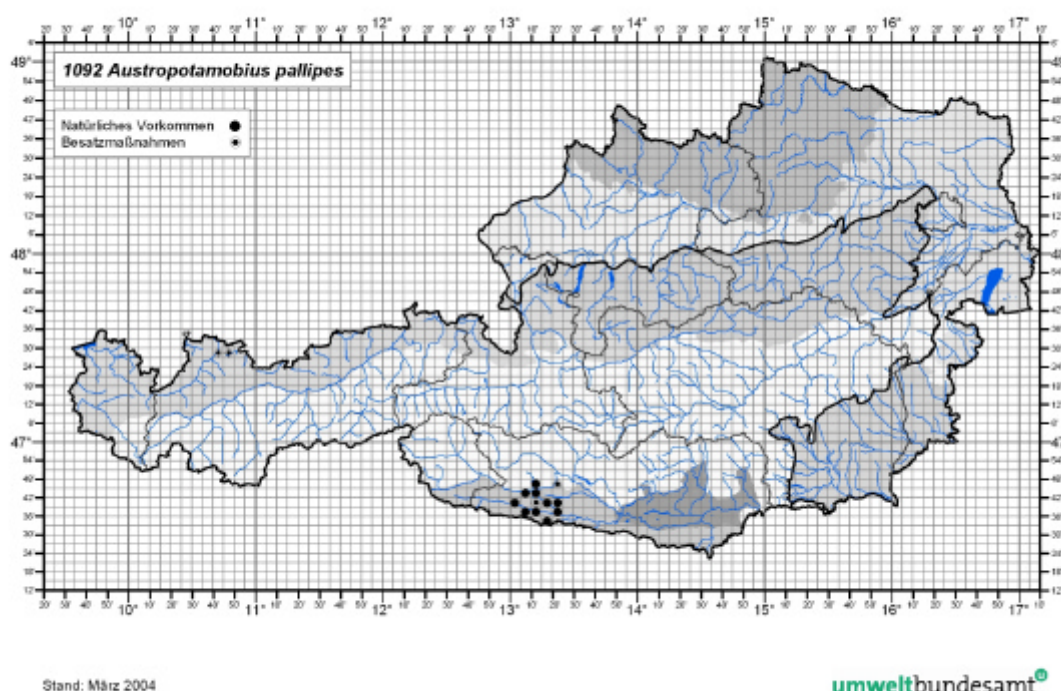
Die Verbreitungsschwerpunkte der Kärntner Dohlenkrebsvorkommen liegen im Oberen Drautal mit 5 Vorkommen und 2 Besatzgewässern, im Gitschtal mit 9 gesicherten Vorkommen und ebenfalls 2 Besatzgewässern und im Oberen Gailtal mit 7 gesicherten Vorkommen (siehe Verbreitungskarte) (PETUTSCHNIG 2001, PETUTSCHNIG 2003).

Alte Aufzeichnungen und Literaturangaben ermöglichen meist nur einen Überblick über historische Krebsvorkommen. Darüber hinaus beziehen sich die Angaben in der Regel nur auf Vorkommen von Edelkrebsen. Angaben über die kleinwüchsigeren Dohlenkrebse oder Steinkrebse sind in der älteren Literatur nur sehr selten zu finden (HAWLITSCHKE 1892). Dies ist nicht verwunderlich, da die Dohlenkrebse und Steinkrebse in Österreich aufgrund ihrer Kleinwüchsigkeit als Speisekrebse nicht geschätzt waren. Die Unterscheidungsmerkmale der einzelnen Flusskrebsarten waren darüber hinaus den meisten Menschen (wie auch heute) nicht bekannt. Der erste eindeutige Literaturhinweis auf die Dohlenkrebsvorkommen in Kärnten geht auf ALBRECHT (1980) zurück.

Im Rahmen einer Flusskrebsverbreitungsstudie (zwischen 1997 und 2000) wurden die aktuellen Verbreitungsgrenzen des Dohlenkrebses und des Steinkrebes in Oberkärnten untersucht (PETUTSCHNIG 2001a). Da weder Überschneidungen des Verbreitungsareals noch sympatrische Vorkommen festgestellt wurden, kann davon ausgegangen werden, dass das natürliche Verbreitungsareal auf die Gewässer Oberkärntens (im Oberen Drautal westlich von Möllbrücke, das gesamte Gitschtal und im Oberen Gailtal auf den Bereich zwischen Hermagor und Kötschach-Mauthen) beschränkt ist. In einer statistischen Darstellung über die Binnenfischerei in Österreich wurde für das Jahr 1904 im Bezirk Hermagor (aktuelles Vorkommen der Dohlenkrebsbestände in Kärnten) ein Gewässerbewirtschafter mit Sumpfkrebsvorkommen beschrieben. Hierbei könnte es sich um die Beschreibung eines Dohlenkrebsvorkommens handeln, da der Dohlenkrebs auch heute noch im Oberen Gailtal fälschlicherweise als Sumpfkrebs bezeichnet wird (WINTERSTEIGER 1985). Laut mündlicher Mitteilung von älteren Bewohnern des Oberen Gailtales waren die versumpften Talniederungen des Oberen Gailtales vor Beginn der systematischen Regulierungsarbeiten reich an Flusskrebsbeständen. Ob nun die Entwässe-

rungs- und Regulierungsarbeiten, Gewässerverunreinigungen oder letztendlich das Auftreten einer Krebspestepidemie (1930 laut mündlicher Mitteilung von PIPP im Pressegger See) zum Verschwinden der Dohlenkrebsbestände geführt hat, ist heute nicht mehr nachweisbar.

Über die aktuelle Verbreitung der Flusskrebse und insbesondere über den Dohlenkrebs liegen umfangreiche Untersuchungen vor (MACHINO 1997, PETUTSCHNIG 2000a, PETUTSCHNIG 2003). Die aktuellen Vorkommen in den unterschiedlichsten Lebensraumtypen deuten auf eine ehemalige weite Verbreitung des Dohlenkrebses von den sumpfigen Entwässerungsgräben und Lauenbächen des Talbodens des Oberen Gail- und Drautals bis hin zu den kleinen Wald- und Wiesenbächen im Gitschtal hin.



41.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Der Dohlenkrebs wird sowohl in der Roten Liste der Zehnfüßigen Krebse und Schwebgarnelen Österreichs (PRETZMANN 1994) als auch in der roten Liste der Großkrebse Kärntens (PETUTSCHNIG 1999) als vom Aussterben bedroht eingestuft.

Schutzstatus: Anhang II und V der FFH-Richtlinie, Kärntner Fischereigesetz

Entwicklungstendenzen: Die laufenden Beobachtungen der letzten Jahre zeigen zum Teil unterschiedliche Entwicklungstendenzen bei den Dohlenkrebsvorkommen in Kärnten. Größere Bestände sind in ihren Bestandesausdehnungen und in den Bestandesdichten meist stabil. Bestandesschwankungen (bei der Ausdehnung und bei den Populationsdichten) werden bei großen Beständen meist durch extreme Witterungsverhältnisse (tiefe Grundwasserstände, geringe Abflussmengen und starke Vereisung der Gewässer im Winter) hervorgerufen. Bei einigen sehr kleinen Beständen konnte ein weiterer Rückgang der Populationsdichte festgestellt werden. Die Ursachen hierfür konnten nicht eindeutig nachgewiesen werden. Möglicherweise wurden die kritischen Mindestbestandesdichten für eine erfolgreiche Reproduktion bereits unterschritten. Durch gezielte Besatzmaßnahmen in ehemals von Dohlenkrebsen besiedelten

Gewässern bzw. in neu errichteten Gewässern konnte die Anzahl der Dohlenkrebsvorkommen in den letzten Jahren vergrößert werden. Eine Abschwächung der Einstufung in den Roten Listen erscheint jedoch noch zu früh. Hierfür müsste die Gesamtanzahl von erfolgreich reproduzierenden Dohlenkrebsbeständen wohl auf 45 bis 50 Bestände angehoben werden.

Gefährdungsursachen: Das erstmalige Auftreten der Krebspest, Ende des vorigen Jahrhunderts, war wohl das gravierendste Ereignis für die europäischen Krebsarten. Der Erreger dieser Seuche ist der Schlauchpilz *Aphanomyces astaci* (SCHÄPERCLAUS 1935). Er ist erstmalig 1860 in der Lombardei aufgetreten (SPITZY 1973). Von dort hat sich die Krebspest in wenigen Jahrzehnten über ganz Mitteleuropa ausgebreitet (HOFMANN 1980). Da die nordamerikanischen Krebse gegenüber dem Krebspesterreger resistent sind, kann davon ausgegangen werden, dass die Seuche aus Nordamerika, vermutlich mit lebenden Krebsen im Ballastwasser von Schiffen oder lebenden Speisekrebsen, eingeschleppt wurde.

In Kärnten (sowie im restlichen Österreich) ist die Krebspest erstmals nachweislich 1880 im Ossiacher See aufgetreten (HAWLITSCHKE 1892). Seit diesem Zeitpunkt ist die Seuche in mehreren Wellen ausgebrochen und hat einen Schaden ungeheuren Ausmaßes angerichtet. In ganzen Gewässernetzen wurden innerhalb von wenigen Wochen die Krebsbestände nahezu ausgerottet. Die Krebse in isolierten Gewässern blieben wohl anfangs von der Krebspest verschont. Der damalige intensive Krebshandel und die umfangreiche Nutzung der Fischbestände führten jedoch oft dazu, dass mit infizierten Fischereigeräten, Krebsen oder Fischen der Erreger eingeschleppt wurde.

Die Verschmutzung der Gewässer, Verbauungen, Regulierungen sowie Entwässerungen haben ihren Teil dazu beigetragen, dass die letzten noch verbliebenen Krebsbestände weiter dezimiert wurden. So sind die ehemals häufigen und vielerorts anzutreffenden Flusskrebse heute vom Aussterben bedroht bzw. stark gefährdet (PRETZMANN 1994, PETUTSCHNIG 1999).

Die wohl größte Gefahr für die letzten noch verbliebenen Krebsbestände besteht heute durch die Infektion mit dem Krebspesterreger. Vor allem der Besatz mit den nordamerikanischen Signal- und Kamberkrebsen in der Teichwirtschaft sowie das Aussetzen von nicht heimischen Flusskrebsen durch Aquarianer, kann verheerende Auswirkungen haben, da nordamerikanische Arten nur in Ausnahmefällen an der Krebspest erkranken, jedoch ständig den Krankheitserreger abgeben und somit Überträger dieser gefährlichen Krankheit sind (OIDTMANN & HOFFMANN 1998).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Eine natürliche Ausbreitung der aktuellen Vorkommen erscheint derzeit eher als unwahrscheinlich. Sie wird durch eine fehlende Anbindung von geeigneten Gewässern an Gewässern mit intakten Dohlenkrebsvorkommen in den meisten Fällen verhindert.

In den Jahren 2000 und 2003 wurden an einigen Dohlenkrebsgewässern ein Artenschutzprojekt durchgeführt. (PETUTSCHNIG 2001b). Neben Restrukturierungsmaßnahmen zur Verbesserung von Gewässer- und Uferstrukturen bei regulierten Gewässerabschnitten, der Ausarbeitung von Bewirtschaftungsverträgen zur Sicherung von ökologisch wertvollen Flächen im Umland von Dohlenkrebsgewässern und der Erstellung einer umfangreichen Aufklärungsbroschüre zum Schutz der heimischen Flusskrebse wurden auch gezielte Besatzmaßnahmen in geeigneten Gewässerabschnitten mit Dohlenkrebsen durchgeführt. Weiteres wurde im Rahmen des Life Projekts „Auenverbund Obere Drau“ zwei Landschaftsseen im Talbodenbereich der Drau geschaffen und mit Dohlenkrebsen besetzt. Diese sollen zukünftig als Dohlenkrebs-Genpools dienen (PETUTSCHNIG 2003). Die in den Jahren 2000 bis 2003 durchgeführten Artenschutzmaßnahmen waren ein erster wichtiger Schritt zur Erhaltung der Dohlenkrebsvorkommen in Kärnten.

41.1.8 Verantwortung

Die Dohlenkrebsvorkommen in Kärnten liegen in einer Randlage zu den mediterranen Vorkommen in Italien. Da sie die einzigen natürlichen Vorkommen im gesamten Donaeinzugsgebiet sind, besitzen sie eine besondere zoogeographische Bedeutung.

In vielen Ländern Europas stellt die Verdrängung der rezenten Dohlenkrebsvorkommen durch nordamerikanische Flusskrebsarten sowie die Vernichtung der Dohlenkrebsbestände durch die Krebspest die größte Gefahr dar. Bei den Dohlenkrebsbeständen Kärntens kann durch ihre isolierte Lage ein Einwandern von ausländischen Arten nahezu ausgeschlossen werden. Durch gezielte Aufklärungsarbeit bezüglich der negativen Auswirkungen des Besatzes bzw. des Freilassens von nicht heimischen Flusskrebsarten könnten die heimischen Bestände daher vor dem Krebspesterreger weitestgehend geschützt werden. Negative Bestandesentwicklungen im Winter 2002/2003 in den Dohlenkrebsbeständen Südtirols (DALLA VIA, mündl. Mitt.) unterstreichen umso mehr die Wichtigkeit des Schutzes und der Erhaltung der Kärntner Dohlenkrebsbestände.

41.1.9 Kartierung

Die potenziellen Lebensräume des Dohlenkrebses können sowohl hinsichtlich des Gewässertyps und der Gewässerstrukturen als auch hinsichtlich der räumlichen Lage definiert werden.

Als geeignete Lebensräume haben sich erwiesen: Entwässerungsgräben und Lauenbäche der Talniederungen; Wald- und Wiesenbäche des Berg- und Hügellandes, Teiche mit naturnahen Ufern, Auseen.

Ungeeignete Lebensraumtypen sind: Stark geschiebeführende Gewässer (Wildbäche und größere geschiebeführende Flüsse), hart verbaute Gewässer (generell), chemisch verunreinigte Gewässer (Spritzmittel aus der Landwirtschaft, häusliche und industrielle Abwässer).

Das potenzielle - natürliche Verbreitungsgebiet in Österreich lässt sich wie nachfolgend beschrieben eingrenzen: Oberkärnten; im Oberen Gailtal zwischen dem Pressegger See und Kötschach-Mauthen; im Oberen Drautal zwischen Möllbrücke und Oberdrauburg (Lienz); gesamtes Gitschtal.

Als günstiges Maß für die Beschreibung von Dohlenkrebsbestandesdichten bei Fließgewässern (Bächen und Entwässerungsgräben) hat sich die Angabe der durchschnittlich beobachteten Dohlenkrebse pro Laufmeter untersuchten Bachlauf bewährt. Durch das Absuchen der Gewässersohle bei Nacht, vom Ufer aus mit einer starken Taschenlampe, wird der Krebsbestand nicht gestört. Bei dieser Methode ist es nicht erforderlich Krebse aus den Wohnhöhlen auszugraben oder größere Steine und Wurzeln usw. (potenzielle Krebsunterstände) zu zerstören. Diese Methode wird für Kontrolluntersuchungen an den Kärntner Dohlenkrebsbeständen schon seit mehreren Jahren angewendet. Die beobachtbare „Bestandesdichte“ variiert bei den untersuchten Dohlenkrebsvorkommen zwischen 0,1 bis 8,0 Dohlenkrebse pro Laufmeter Bachlänge. Mit einer jährlichen Begehung der Dohlenkrebsgewässer, zum nahezu gleichem Untersuchungszeitpunkt (am günstig ist die Zeit zwischen Ende Juli und Ende August) und gleichbleibender Untersuchungsintensität, können mit geringem Zeitaufwand repräsentative Aussagen über Bestandesentwicklungen gemacht werden.

Bei einer negativen Bestandesentwicklung (Verringerung der beobachteten Bestandesdichte) sollte beim betreffenden Bestand die nächtliche Begehung nach einer Woche nochmals wiederholt werden. Witterungseinflüsse sowie häutungsbedingte, kurzzeitige Inaktivitäten können zu Verfälschungen bei den Untersuchungsergebnissen führen. Wird bei der 2. Kontrollbegehung wiederum eine deutliche Abweichung gegenüber der vorjährigen Bestandesdichte festgestellt, sollte eine Längenfrequenzuntersuchungen durchgeführt werden und das Geschlechtsverhältnis (Anteil Männchen zu Weibchen) untersucht werden. Hierbei sollte bei mindestens 50 Krebsen die Körperlänge zwischen der Rostrumspitze und dem hinteren Ende des

Schwanzfächers gemessen werden. Weiteres sollte bei dieser detaillierten Untersuchung auf fehlende Gliedmaßen, Erkrankungen (Rostfleckenkrankheit, Porzellankrankheit usw.), sonstige Verletzungen usw. geachtet werden. Diese Untersuchungen können wichtige Aufschlüsse über einen hohen Raubdruck, Krankheiten und dgl. geben.

41.1.10 Wissenlücken

Bezüglich der Verbreitung der Dohlenkrebsvorkommen in Kärnten gibt es aktuell keine nennenswerten Wissenlücken. Auch bei der Bestandesentwicklung wurden in den letzten Jahren vor allem bei den Vorkommen im Oberen Drautal und bei einigen Vorkommen im Gitschtal und im Oberen Gailtal umfangreiche Untersuchungen durchgeführt (PETUTSCHNIG 2000a, PETUTSCHNIG 2001b, PETUTSCHNIG 2003, RECHBERGER 2003). Bei einigen Dohlenkrebsvorkommen im Oberen Gailtal bestehen jedoch bezüglich der Bestandesentwicklung Wissensdefizite.

41.1.11 Literatur und Quellen

- ALBRECHT, H. (1980): Untersuchungen zur Evolution und Systematik der europäischen Flusskrebse und ihrer Verwandten.- Diss. Univ. Marburg an der Lahn: 219 pp.
- ALBRECHT, H. (1981): Die Flusskrebse des westlichen Kärntens.- Carinthia II, 171/91. Klagenfurt: p 267-274.
- DEHUS, P. (1995): Flusskrebse in Baden-Württemberg – Hinweise zur Gefährdung und zum Schutz einheimischer Flusskrebse. Informationsbroschüre der Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg. 24 pp.
- FÜREDER, L. & MACHINO, Y. (1996): Record of the whiteclawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (LEREBoullet 1858) from Plansee (Tyrol, Austria). – Ber. nat.-med. Verein Innsbruck 82: p 241-246.
- FÜREDER, L. (2002): Flusskrebse in Tirol. Vorkommen, Verbreitung, ökologische Bedeutung und Gefährdung. Natur in Tirol, Naturkundlicher Beitrag der Abteilung Umweltschutz des Amtes der Tiroler Landesregierung, Band 10. Innsbruck: pp 130 + 1 Karte.
- HAGER, J. (1996): Edelkrebse. Leopold Stocker Verlag, Graz: 128 pp.
- HAWLITSCHKE, A. (1892): Über Angelsport. Wien: 215 pp.
- HOFMANN, J. (1980): Die Flußkrebse. - Paul Parey, Hamburg: 110 pp.
- LAURENT, P.J. (1988): *Austropotamobius pallipes* and *A. torrentium*, with observations on their interaction with other species in Europa. In HOLDICH D.M., LOWERY R.S. (eds.), Freshwater Crayfish – Biology, Management und Exploitation, Croom Helm, London.: p 341-364.
- MACHINO, Y. (1997): New white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (LEREBoullet, 1858) occurrences in Carinthia, Austria.- Bull.Fr. Peche Piscic. 347: p 713-720.
- OIDTMANN, B. & HOFFMANN, R. w. (1998): Die Krebspest. In: EDER, E & HÖDL, W.: Flußkrebse Österreichs, Oberösterreichisches Landesmuseum, Stapfia 58, Linz: p 187-196.
- PETUTSCHNIG, J. (1999): Rote Liste der Flusskrebse in Kärnten. - In: ROTTENBURG, T., P. MILDNER, C. WIESER, W.E. HOLZINGER (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. - Schriftenreihe Naturschutz in Kärnten 15, Klagenfurt: p 521-524.
- PETUTSCHNIG, J. (2000): Verbreitung der Flusskrebse in Kärnten. – Unveröff. Grundlagenstudie für ein Artenschutzprogramm in Kärnten. Forschungsprojekt des Nationalbank Jubiläumfonds, 96 pp + 1 Karte.
- PETUTSCHNIG, J. (2001a): Flusskrebsvorkommen in Kärnten. Rudolfinum, Jahrbuch des Landesmuseums für Kärnten, Klagenfurt: p 291-300.

- PETUTSCHNIG, J. (2001b): Umsetzungsprogramm Artenschutzprojekt Dohlenkrebse. Unveröff. Endbericht eines Dohlenkrebsartenschutzprojektes im Auftrag des Bundesministeriums für Land- & Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: 19 pp.
- PETUTSCHNIG, J. (2003): Dohlenkrebsmonitoring im Rahmen des Life-Projektes Auenverbund Obere Drau. Unveröff. Studie im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung: 24 pp.
- PRETZMANN, G. (1994): Rote Liste der zehnfüßigen Krebse (Decapoda) und Schwebgarnelen (Mysidacea) Österreichs: p 279-282.- In: GEPP J: Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Bd.2 (5.Auflage), Styria Medienservice, Graz.
- RECHBERGER, A. (2003): Gewässerökologische Untersuchung an einer Entwässerungsanlage im oberen Gailtal. Diplomarbeit an der Karl-Franzens-Universität Graz:130 pp.
- SCHÄPERCLAUS, W. (1935): Die Ursache der pestartigen Krebssterben. Zeitschr. für Fischerei 33 / 1935: p 343-367.
- SPITZY, R. (1973): Crayfish in Austria, history and actual situation. In: ABRAHAMSON, S. (Ed.): Freshwater crayfish. – Bd.I: 8-14, Lund.
- WINTERSTEIGER, M.R. (1985): Flusskrebse in Österreich. Studie zur gegenwärtigen Verbreitung der Flusskrebse in Österreich und zu den Veränderungen ihrer Verbreitung seit dem Ende des 19. Jahrhunderts. - Diss. Uni. Salzburg: 180 pp.

Kontaktpersonen und Experten:

für Kärnten (Österreich): DI Jürgen Petutschnig, eb&p Umweltbüro Klagenfurt, Bahnhofstraße 39, A - 9020 Klagenfurt

für Nordtirol und Südtirol (Italien): Dr. Leo Füreder, Universität Innsbruck, Institut für Zoologie, Technikerstraße 25, A - 6020 Innsbruck

für die Schweiz: Dr. Thomas Stucki, Finanzdepartement Aargau, Sektion Jagd u. Fischerei, Bleichenmattstraße 1, CH - 5000 Arau

für Frankreich: Yoichi Machino, 13 Montorge, F – 38000 Grenoble

für Deutschland: Dipl. Biolog Peter Dehus, Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Untere Seestraße 81, D – 88085 Langenargen - Bodensee

41.2 Indikatoren und Schwellenwerte

41.2.1 Indikatoren für die Population

Die summarische Bewertung des Gewässer-Lebensraums kann folgendermaßen erfolgen:

A: Optimaler Lebensraum: Unverbaute Wald- und Wiesenbäche mit fehlendem bis geringem Geschiebetrieb, Lauenbäche und naturnahe Entwässerungsgrabensysteme in großen Feuchtfeldern, naturnahe oligo- bis mesotrophe Stillgewässer

B: Mäßig guter Lebensraum: nur abschnittsweise verbaute bzw. begradigte jedoch noch naturnahe Fließgewässer; abschnittsweise verbaute mesotrophe Stillegewässer

C: Kein Lebensraum bzw. schlechter Lebensraum: begradigte und verbaute Fließgewässer, chemisch verunreinigt (Spritzmittel aus landwirtschaftlich genutzten Flächen des Gewässerumlandes, Industrie- u. Haushaltsabwässer); eutrophe verbaute Stillgewässer

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässersohle und Uferbereiche (des ggstdl. Gewässerabschnittes)	Gewässersohle mit kiesigem, bis blockigem Sohlsubstrat, bzw. sandiges	kiesig bis sandiges Sohlsubstrat mit bereichsweisen Wurzelholz bzw. wie-	Gewässer mit Sohl- und Ufersicherungen; Gewässer mit schlammigem Un-

	Sohlsubstrat mit Wurzelholz oder Totholzablagerungen, bzw. dichter Röhricht- oder Makrophytenvegetation (Versteckmöglichkeiten); Tonig- bis schluffiges Ufersubstrat mit nahezu senkrechten bis unterkolkten Uferböschungen (Geeignetes Substrat zum Graben von Wohnhöhlen)	derkehrenden Steinen und Felsblöcken bzw. Totholzablagerungen; wiederkehrende Gewässerabschnitte mit Röhricht- und Makrophytenvegetation; sandig bis schluffiges Ufersubstrat	tergrund; Gewässer mit fehlenden Unterschlupfmöglichkeiten
Fließgeschwindigkeit/Strömungsmuster	langsam fließende Gewässer; bei Fließgewässern mit Fließgeschwindigkeiten über 0,5 m/sec müssen entsprechende strömungsberuhigte Abschnitte (Kehrwasserbereiche, tiefere Kolke und dgl.) ausgebildet sein; heterogenes Strömungsbild mit Wechsel zwischen Furt- und Kolkschnitten	Gewässer mit homogenem Strömungsmuster, durchschnittliche Fließgeschwindigkeit unter 0,5 m/sec.	Gewässer mit homogenem Strömungsmuster, durchschnittliche Fließgeschwindigkeit über 0,5 m/sec.
Vegetationsstrukturen des Gewässerumlandes	Auwald; Laub/Nadelmischwald mit Erlen bzw. Weiden entlang der Uferlinie; großflächige Sumpf- und Röhrichtflächen im Gewässerumland	Ufergehölzsaum mit Erlen und Weiden; Röhrichtsaum entlang des Gewässers; bei landwirtschaftlicher Nutzung im Umland 10 m breiter, extensiv genutzter Pufferstreifen zum Gewässer hin	Fehlender Ufergehölzsaum; intensive landwirtschaftliche Nutzung bis unmittelbar zum Gewässer
Dispersionsmöglichkeit	zusammenhängendes Gewässersystem ohne künstliche und natürliche Migrationshindernisse zwischen den einzelnen Teilpopulationen bzw. den nächstgelegenen Populationen	zusammenhängendes Gewässersystem mit kleineren Migrationshindernissen; Hindernisse müssen im Uferbereich passierbar sein.	keine Verbindung zwischen geeigneten Dohlenkrebsgewässern bzw. Migration zwischen den als Lebensraum geeigneten Gewässerabschnitten ist durch unüberwindbare Hindernisse (größere Wehranlagen, Gewässerabschnitte mit hohem Geschiebetrieb usw.) nicht möglich.

Populationsindikatoren ³⁴	A	B	C
Populationsdynamik	Bei der Population ist eine jährliche Ausbreitungstendenz feststellbar. Je nach Gewässertyp sollte diese zwischen 50 und 200 m liegen. Die Bestandesdichte nimmt zu bzw. bleibt über Jahre hinweg konstant hoch.	Bei dichten bis mitteldichten Dohlenkrebsbeständen bleiben die Verbreitungsgrenzen über Jahre hinweg stabil. Die Bestandesdichten unterliegen nur geringen Schwankungen.	Bei den Bestandesdichten ist ein Rückgang beobachtbar. Die Ausbreitung im Gewässer ist rückläufig.

Störungen: Da Dohlenkrebs nicht besonders störanfällig sind, kann mit diesem Kriterium kein guter Indikator formuliert werden.

41.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >50% der Habitate mit A bewertet

B: 25-50% der Habitate mit A bewertet

C: <25% der Habitate mit A bewertet

41.3 Bewertungsanleitung

41.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Die Bewertung ist nur durch regelmäßige Kontrollen der Populationen entsprechend den methodischen Vorgaben möglich.

Wenn Populationsdynamik = C, dann Erhaltungszustand = C.

Für die übrigen Kombinationen gilt:

Wurden die Indikatoren ausschließlich mit zwei benachbarten Wertstufen (A/B, B/C) bewertet, so richtet sich der Wert für den Erhaltungszustand nach dem häufiger vergebenen Wert. Bei ausschließlicher Vergabe der Wertstufen A und C ergibt das Verhältnis 2:3 oder 3:2 den Wert B, sonst den überwiegend vergebenen Wert.

Wenn alle 3 Wertstufen vertreten sind dominieren die Extremwerte A bzw. C das Ergebnis ab einer Häufigkeit von wenigstens 3, ansonsten ist das Ergebnis B.

41.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Das „Gebiet“ setzt sich aus einzelnen „Habitaten“ (Bewertungsanleitung siehe Habitatindikatoren) zusammen. Die Bewertung erfolgt gewichtet. Die maßgeblichen Bewertungskriterien sind die Ausprägung der Sohle und des Ufers sowie die Vegetationsstrukturen (Nutzung) im Gewässerumland.

³⁴ Als „Population“ können die Individuen von Dohlenkrebsen in einem zusammenhängenden Gewässer bzw. Gewässerabschnitt bezeichnet werden.

KÄFER

Bearbeiter: Mag. Wolfgang Paill (Ökoteam, Institut für Faunistik und Tierökologie),
Dr. Manfred Jäch (Naturhistorisches Muesum Wien), Petr Zabransky (Univ. f. Bodenkultur) &
Dr. Klaus Peter Zulka (Umweltbundesamt)

42 1079 LIMONISCUS VIOLACEUS (P. W. J. MÜLLER, 1821)

42.1 Schutzobjektsteckbrief

42.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Veilchenblauer Wurzelhalsschnellkäfer

Synonyme: keine

42.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Elateridae (Schnellkäfer), Denticollini

Merkmale: *Limoniscus violaceus* ist mit 10-12 mm Körperlänge ein mittelgroßer Käfer. Er entspricht dem typischen Schnellkäfer-Habitus. Die Art zeichnet sich durch metallisch blauen Glanz der Körperoberfläche aus. Trotz großer Auffälligkeit besteht Verwechslungsmöglichkeit mit dem nahe verwandten und in blauer Formmorphie auftretenden Schnellkäfer *Cidnopus pilosus* (Leske). Eine sichere Bestimmung ist daher nur durch Spezialisten möglich (vgl. LUCE 1996).

Die Larvenstadien sind bekannt, jedoch nur für Spezialisten determinierbar (KLAUSNITZER 1994).

42.1.3 Biologie

Die Individualentwicklung von *Limoniscus violaceus* vollzieht sich über einen Zeitraum von zumindest zwei Jahren, wobei die Verpuppung im zweiten bzw. letzten Sommer erfolgt (KÖHLER 2001, MENDEL & OWEN 1990). Nach dem Schlupf im Frühherbst verbleiben die Imagines in der Puppenwiege und erscheinen erst im darauffolgenden Mai bzw. Juni. Über ihre Lebensdauer ist nichts Genaueres bekannt.

Die Eiablage erfolgt in Rissen und Spalten im Inneren von Baumhöhlen (LUCE 1996, WURST 2002). Nach dem Schlüpfen wandern die Larven in den Mulmkörper und beginnen ihr subterrane Leben (IABLOKOFF 1943). Die bis 22 mm groß werdenden, untypisch weichhäutigen Elateriden-Larven sind durch hakenförmig nach oben gekrümmte Abdominalanhänge ausgezeichnet (KLAUSNITZER 1994). Sie ernähren sich wahrscheinlich sowohl räuberisch (Insektenlarven) als auch saprophag von den Resten toter Insekten (IABLOKOFF 1943, LUCE 1996). Die Verpuppung erfolgt in kleinen Holzstückchen oder im weichen faulen Holz der Höhleninnenwände (HUSLER & HUSLER 1940).

Die nachtaktiven Imagines verlassen nur selten das Innere der Mulmhöhlen. Auch die Paarung findet wahrscheinlich dort statt. Vereinzelt Beobachtungen weisen auf den Besuch von Stämmen in der Nähe von Baumhöhlen (LAIBNER 2000), gelegentlichen Blütenbesuch (LUCE 1996, MENDEL & OWEN 1990, WURST 2002) sowie auf Fortbewegung per Flug (in Wärmephasen an späten Nachmittagen) hin (MENDEL & OWEN 1990, SCHAFFRATH 1999, SCHUH schriftl. Mitt.). Letztere Verhaltensweise wird als Reaktion auf zunehmend pessimale Lebensraumbedingungen gedeutet (MENDEL & OWEN 1990).

Limoniscus violaceus kommt meist vergesellschaftet mit dem ebenfalls sehr seltenen und gefährdeten Schnellkäfer *Ischnodes sanguinicollis* (Panzer), gelegentlich auch mit *Megapenthes lugens* (Redtenbacher) vor (HUSLER & HUSLER 1940, KAHLEN 1987, LAIBNER 2000, MENDEL & OWEN 1990).

42.1.4 Autökologie

Das Urwaldrelikt *Limoniscus violaceus* bewohnt ausschließlich historisch alte Wälder (HUSLER & HUSLER 1940, RUDOLF 1982, ZABRANSKY 1998). Dort leben Larven und Imagines im humisierten, mäßig feuchten Mulm bzw. Detritus alter hohler Laubbäume, der überwiegend durch die Nagetätigkeit anderer Insekten (besondere Bedeutung wird dem Bockkäfer *Rhamnusium bicolor* (Schrank), Arten der Rüsselkäfer-Gattung *Rhyncolus* und verschiedenen Ameisen zugesprochen) entstanden ist (HUSLER & HUSLER 1940). Neben Eiche, Ulme, Esche und Erle (BRANCSIK 1871 nennt auch Walnuss) wird vor allem die Rotbuche als Lebensraum genutzt, da diese zur Bildung des offenbar besonders bevorzugten schwarzen Mulms neigt (LUCE 1996, WURST 2002). Die Mulmhöhlen haben oft nur schmale, schlitzförmige Öffnungen und sind daher vor Witterungseinflüssen (Regen, Wind, Sonneneinstrahlung) gut geschützt (vgl. MENDEL & OWEN 1990). Die Entwicklung erfolgt ausschließlich in erdbodennahen Höhlen, deren Mulm durch die unmittelbare Verbindung zum Boden einer gleichmäßigen Durchfeuchtung durch Grund- oder Hangdruckwässer ausgesetzt ist (HUSLER & HUSLER 1940).

42.1.5 Populationsökologie

Über die Siedlungsdichten von *Limoniscus violaceus* ist nur wenig bekannt. Studien aus England lassen vermuten, dass selbst „gute“ Populationen auf sehr geringen Individuendichten basieren können (MENDEL & OWEN 1990).

Hinsichtlich seiner Populationsdynamik stellt *Limoniscus violaceus* einen klassischen K-Strategen dar. Besonders geeignete Brutbäume können mehrere Jahrzehnte hindurch nutzbar bleiben (MENDEL & OWEN 1990). Die Tiere sind überaus ortstreu und besitzen ein geringes Ausbreitungspotenzial.

Als Feinde von *Limoniscus violaceus* werden verschiedene syntope Käfer, Schlupfwespen, Hundertfüßer, Fliegen, Spinnen und Asseln genannt. Besondere Bedeutung wird den Larven der Pflanzenkäfer (Alleculidae) *Prionychus ater* (Fabricius) und *Pseudocistela ceramboides* (Linnaeus) beigemessen (HUSLER & HUSLER 1940). Aufgrund der unterschiedlichen Feuchtigkeitsansprüche besteht insbesondere zum Zeitpunkt des Milieuwechsels durch die Letztlarve von *Limoniscus violaceus* ein hoher Beutedruck durch die oben genannten Pflanzenkäfer. Unter Zuchtbedingungen beobachteter Kannibalismus wird von HUSLER & HUSLER (1940) als bedeutender Regulationsfaktor angenommen.

42.1.6 Verbreitung und Bestand

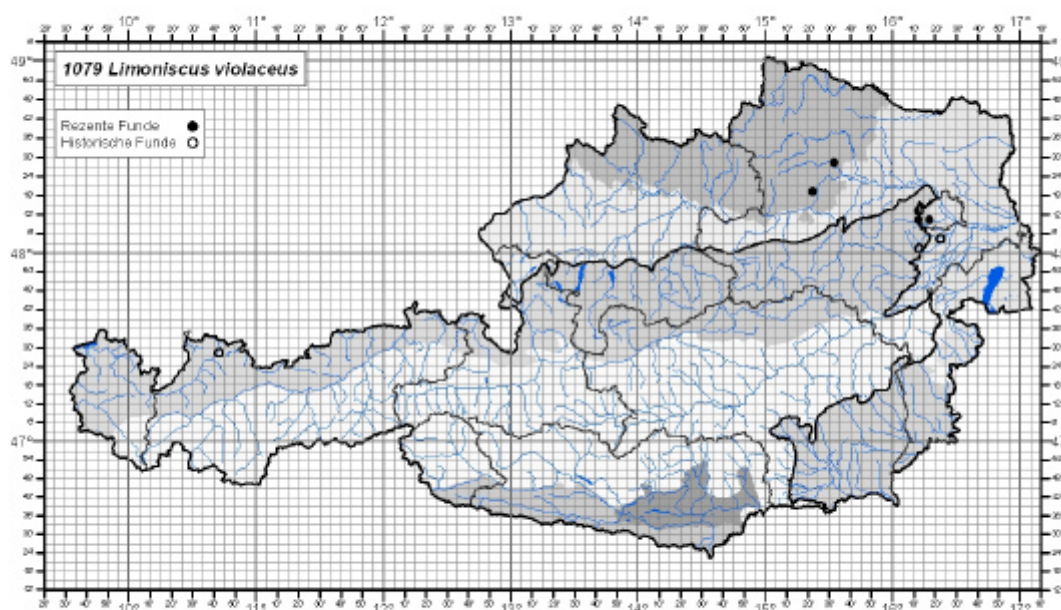
Gesamtverbreitung/Europa: *Limoniscus violaceus* ist ein zentral-westeuropäisches Element mit diskontinuierlicher Verbreitung von Nordspanien im Südwesten, Rumänien im Südosten bis Dänemark im Norden. (LAIBNER 2000, LUCE 1996, LUNDBERG 1986, RECALDE & SANCHEZ-RUIZ 2002).

Innerhalb der EU 15 sind bzw. waren Vorkommen aus Dänemark, Deutschland, Frankreich, Italien, Österreich, Spanien und England bekannt (z. B. ALLEN 1937, HANSEN 1996, KÖHLER & KLAUSNITZER 1998). Sie verteilen sich auf die atlantische, alpine, kontinentale und mediterrane biogeografische Region.

Österreich: In Österreich sind nur wenige Nachweise aus den Bundesländern Wien, Niederösterreich und Tirol bekannt. In Purkersdorf bei Wien (REDTENBACHER 1874), Laxenburg (WAGNER 1986) sowie in Reutte (AMMANN & KNABL 1923) wurde *Limoniscus violaceus* jeweils nur einmal gefunden, während aus dem Lainzer Tiergarten zwei zeitlich getrennte Nachweise vorliegen (ZABRANSKY 1998, SCHUH mündl. Mitt.). Ein immer wieder zitiertes Vorkommen aus der Steiermark (z. B. CATE 1994, PAAR et al. 1998) dürfte sich wohl auf die Meldung von BRANCSIK (1871) aus St. Leonhard, eine im heutigen Slowenien gelegene Lokalität, be-

ziehen. Aktuelle Funde beschränken sich auf die Wachau (Maria Langegg a. d. Donau und Senftenberg a. d. Kreams, ZABRANSKY 2003) und den Lainzer Tiergarten (ZABRANSKY 1998). Der aus dem Jahre 1959 stammende Fund aus Laxenburg (WAGNER 1986) lässt auch für diesen Park ein noch aktuelles Vorkommen vermuten.

Die österreichischen Funde stammen überwiegend aus der kollinen Höhenstufe mit dem tiefsten Fund auf 180 m. Bemerkenswert ist der Nachweis aus Reutte in Nordtirol, einer Ortschaft im Inntal auf 850 m Seehöhe. Dies übertrifft Angaben zu den Fundumständen aus den benachbarten Regionen, in denen *Limoniscus violaceus* von der planaren bis in die submontane Höhenstufe angegeben wird (KÖHLER 2001, LAIBNER 2000).



Stand: März 2004

umweltbundesamt

42.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die in der IUCN Red List of Threatened Species nicht angeführte Art (IUCN 2003) ist in ihrem gesamten Areal gefährdet (LUCE 1996). In der aktuellen Roten Liste der gefährdeten Schnellkäfer Österreichs wird die Art in der Kategorie 3, „gefährdet“ geführt (CATE 1994). In der Roten Liste Nordtirols weist KAHLEN (1987: 68) darauf hin, dass das einzige seinerzeitige Vorkommen „durch das nahezu vollständige Fehlen urständiger Laubwälder in den Tallagen Nordtirols sicher erloschen ist“ und auch FRANZ (1983) hatte die Art bereits als in Österreich ausgestorben erachtet. Sicherlich ist *Limoniscus violaceus* in Österreich hochgradig gefährdet, was die Umsetzung gezielter Schutzkonzepte an den einzigen rezenten Vorkommen unumgänglich und raschest notwendig macht.

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie.

Gefährdungsursachen: Angesichts der arealweit geringen Anzahl von Vorkommen befindet sich *Limoniscus violaceus* ohne Zweifel am Rande des Aussterbens und zählt damit zu den gefährdetsten Käferarten der FFH-Richtlinie. Als Ursachen hierfür werden die zunehmende Fragmentierung der Wälder sowie die über weite Strecken zu intensive forstwirtschaftliche Pra-

xis angesehen (z. B. SCHIMMEL 1999). So verwundert es nicht weiter, dass die letzten guten Vorkommen von *Limoniscus violaceus* aus Parks und Waldbeständen (z. B. Windsor, Fontainebleau) stammen, die seit Jahrhunderten kaum mehr bewirtschaftet werden (LUCE 1996).

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Die dringend und unbedingt notwendigen Schutzbemühungen müssen in erster Linie auf den Erhalt aller bekannten Vorkommen fokussieren. Dies erfordert den frühestmöglichen Verzicht auf weitere Bewirtschaftung und – um ein mittelfristiges Überleben zu ermöglichen – eine Ausweitung der unbewirtschafteten Zonen auf zumindest mehrere hundert bis tausend Hektar Fläche (LUCE 1996, ZABRANSKY 2003). In zweiter Linie müssen Möglichkeiten geschaffen werden, um die Reetablierung von *Limoniscus violaceus* in Regionen, die einst besiedelt waren, wiederum zu ermöglichen. Als langfristiges Ziel muss daher die Erhöhung des Totholzanteils insbesondere auch in wirtschaftlich höchst bedeutenden Lagen des Tieflandes gesehen werden (LUCE 1996).

Dass die Schutzbemühungen mit der Außernutzungstellung von Vorkommensgebieten nicht zwangsläufig erfolgreich sein müssen, wird von ZABRANSKY (2003) ausdrücklich hervorgehoben. So weist der Autor auf die Gefährdung von *Limoniscus violaceus* durch zu hohen Wildschweinbestand im Lainzer Tiergarten und die trockenen Bedingungen in den Steilhängen der Wachau hin. Letzterer Aspekt wird auch von WURST (2002) aufgegriffen, der die Vermeidung von Grundwasserabsenkungen in Vorkommensgebieten hervorhebt. Als konservierende Maßnahme im Einzelbaumschutz schlägt der Autor vor, durch Sturmbruch für den Weiterbestand von *Limoniscus violaceus* entwertete Bäume durch umsichtige Versiegelungen der Bruchstellen zu schützen. Generell ist danach zu trachten, vermehrt starke alte Laubbäume mit Faulstellen am Stammfuß in den Waldbeständen zu belassen.

42.1.8 Verantwortung

Aufgrund der arealweit nur sehr wenigen Vorkommen trägt Österreich – nicht nur innerhalb der EU – eine besondere Verantwortung zur Erhaltung der Art.

42.1.9 Kartierung

Der Lebensraum von *Limoniscus violaceus* ist für Koleopterologen oft unerreichbar. Ein Großteil der Baumhöhlen wird einer non-destruktiven Untersuchung wahrscheinlich erst dann zugänglich, wenn Verrottung eine entsprechende Öffnung der Höhle nach außen hervorgerufen hat, und die Population sich aller Voraussicht nach bereits im Rückgang befindet oder den Choriotop bereits verlassen hat. Untersuchungen zum Nachweis bzw. zur Bewertung von Vorkommen von *Limoniscus violaceus* gestalten sich daher aufwendig. Das diffizile manuelle Durchsuchen bzw. Durchsieben von geeigneten Baumhöhlen nach Larven, Imagines oder Chitinresten (z. B. HUSLER & HUSLER 1940) wird zwar angeregt, ist aus den oben erwähnten Gründen jedoch nur selten anwendbar und als invasive Methode (selbst unter der selbstverständlichen Rückführung des Mulms in die untersuchte Baumhöhle) darüber hinaus naturschutzfachlich nicht unbedenklich. Die Methode hat andererseits den Vorteil, ganzjährig anwendbar zu sein, da alle Entwicklungsstadien inkl. Reste von Käfern erfasst werden können. Die von KÖHLER (2001) als Alternativen diskutierten Einsätze verschiedener, außerhalb der Höhlen zum Einsatz gebrachter Fallentypen (Flugfallen, Stammeklektoren), führen nur ausnahmsweise und bei hohem Zeitaufwand zum Erfolg. Als einzige erfolgversprechende automatisierte Methode wäre das Einbringen eines Fangbehälters (geschlossener Eklektor nach KÖHLER 2001) in die Höhlenöffnung möglich. Eine lebensraumschonende Erfassungsmethode ist das Ausbreiten eines Leintuchs am Boden der Baumhöhle und das anschließende Abbürsten der Innenwände mit einem weichen Besen. Nachteil ist die Anwendbarkeit dieser Methode nur während der aktiven Zeit der Imago, nach derzeitigem Kenntnisstand also vermutlich nur für wenige Wochen innerhalb des Zeitraums April bis Juni.

Zur Nachvollziehbarkeit und Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, Brutbäume, lebende Tiere etc.) und einzelne Tiere aufgesammelt und aufbewahrt werden. Die Lokalisierung der Brutbäume bzw. Fundstellen muss möglichst präzise (z. B. als Eintrag auf einem Luftbild oder mit Hilfe eines GPS-Gerätes) erfolgen.

42.1.10 Wissenslücken

Ein effektiver Schutz von *Limoniscus violaceus* in Österreich würde des Erhalts und der Entwicklung weiterer Vorkommen dieses Käfers bedürfen. Dazu wären umfangreiche Erhebungsarbeiten notwendig. Diese wären auch geeignet, das Wissen zur Biologie und Ökologie der Art zu verdichten.

Die zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf nationaler Ebene notwendige Rote Liste-Einstufung ist aktualisierungsbedürftig.

42.1.11 Literatur und sonstige Quellen

- ALLEN, A. A. (1937): *Limoniscus violaceus*, Mull. (Elateridae), a genus and species of Coleoptera new to Britain. The Entomologist's Record and Journal of Variation 49: 110-111.
- AMMANN, J. & KNABL, H. (1923): Die Käferfauna des nordwestlichen Tirol. Entomologische Blätter 19: 1-16.
- BRANCSIK, C. (1871): Die Käfer der Steiermark. Paul Cieslar, Graz. 114 pp
- CATE, P. (1994): Rote Liste der Elateridae (Schnellkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie. 139-142.
- FRANZ, H. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Käferarten (Coleoptera) – Hauptteil. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. BM für Gesundheit und Umweltschutz. 85-122.
- HANSEN, M. (1996): Catalogue of the Coleoptera of Denmark. Entomologiske Meddelelser 64. 231 pp.
- HUSLER, F. & HUSLER, J. (1940): Studien über die Biologie der Elateriden (Schnellkäfer). Mitteilungen der Münchner Entomologischen Gesellschaft 30: 343-397.
- IABLOKOFF, A. (1943): Éthologie de quelques élateridés du massif de Fontainebleau. Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle 18: 81-160.
- KAHLEN, M. (1987): Nachtrag zur Käferfauna Tirols. Verlag des Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck. 288 pp.
- KLAUSNITZER, B. (1994): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. In KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 2. Band: Myxophaga, Polyphaga Teil 1. Goecke & Evers, Krefeld. 118-189.
- KÖHLER, F. & KLAUSNITZER, B. (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 4. 185 pp.
- KÖHLER, F. (2001): Veilchenblauer Wurzelhalsschnellkäfer (*Limoniscus violaceus*). In FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 42: 298-301.
- LAIBNER, S. (2000): Elateridae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlin. 288 pp.
- LUCE, J.-M. (1996): *Limoniscus violaceus* (Muller, P.W., 1821). In HELSDINGEN, P. J. van, WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Nature and Environment 79: 49-52.
- LUNDBERG, S. (1986): Catalogus Coleopterorum Sueciae. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm. 155 pp.

- MENDEL, H. & OWEN, J. A. (1990): *Limoniscus violaceus* (Müller) (Col.: Elateridae), the violet click beetle in Britain. *The Entomologist* 109: 43-64.
- PAAR, M., OBERLEITNER, I. & KUTZENBERGER, H. (1998): Fachliche Grundlagen zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Schwerpunkt Arten (Anhang II). UBA Report 146. 136 pp.
- RECALDE, J. I. & SANCHEZ-RUIZ, A. (2002): Elateridae (Coleoptera) forestale de Navarra (II). Recaptura de *Limoniscus violaceus* (Müller, 1821) en la Península Iberica, y comentarios sobre su distribución, biología y "status". *Aracnet 9 - Bol. S.E.A.* 30: 161-163.
- REDTENBACHER, L. (1874): *Fauna Austriaca. Die Käfer, erster Band.* Carl Gerold's Sohn, Wien. 564 pp.
- RUDOLPH, K. (1982): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Elateridae. *Faunistische Abhandlungen aus dem Museum für Tierkunde in Dresden* 10: 1-109.
- SCHAFFRATH, U. (1999): Zur Käferfauna am Edersee (Insecta, Coleoptera). *Philippia* 9: 1-94.
- SCHIMMEL, R. (1999): Xylobionte Elateriden – Bioindikatoren für wertbestimmende Trophie- und Sukzessionsstrukturen im Biospärenreservat Pfälzerwald (Coleoptera: Elateridae). *Mitteilungen der Pollichia* 86: 161-182.
- WAGNER, A. (1986): Funde seltener Käferarten aus dem nördlichen Burgenland und dem angrenzenden Gebiet von Niederösterreich. *Entomologische Blätter* 82: 179-184.
- WURST, C. (2002): Ökologischer Steckbrief zu Arten gemeinschaftlichen Interesses: *Limoniscus violaceus*. Unveröffentlichtes Manuskript. 10 pp.
- ZABRANSKY, P. (1998): Der Lainzer Tiergarten als Refugium für gefährdete xylobionte Käfer (Coleoptera): *Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen* 50: 95-118.
- ZABRANSKY, P. (2003): Kurzportraits der FFH-Arten in Niederösterreich: Nischen und bisher bekannte Vorkommen. Unveröffentlichtes Manuskript.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Rainer SCHIMMEL (D, Vinningen)

Rudolf SCHUH (Wien)

Dipl. Biol. Claus WURST (D, Heilbronn)

Petr ZABRANSKY, Universität für Bodenkultur, Forstentomologie (Wien)

42.2 Indikatoren und Schwellenwerte

42.2.1 Indikatoren für die Population (Einzelbestand auf lokaler Ebene)

Die Abgrenzung von Populationen kann aufgrund fehlender Daten nicht fachlich biologischen Grundlagen unterliegen, sondern muss pragmatisch unter gutachterlicher Einschätzung erfolgen. Hierbei können beispielsweise Fichtenforste oder waldfreie Zonen von mehreren Kilometern Ausdehnung als Grenzen zwischen Einzelbeständen auf lokaler Ebene interpretiert werden.

Da Populationsdichten nur mit sehr hohem Untersuchungsaufwand ermittelbar sind, werden als Alternative im Zuge der Bewertung Nachweishäufigkeiten als Ergebnis der Anwendung einigermaßen standardisierbarer Methoden herangezogen.

Habitatindikatoren	A	B	C
--------------------	---	---	---

Flächengröße	Potenzielles Siedlungsgebiet (Areal mit hohem Altholzanteil) erstreckt sich über eine Fläche von mehr als 500 ha	Potenzielles Siedlungsgebiet (Areal mit hohem Altholzanteil) erstreckt sich über eine Fläche von 50-500 ha	Potenzielles Siedlungsgebiet (Areal mit hohem Altholzanteil) erstreckt sich über eine Fläche von weniger als 50 ha
Dichte an geeigneten Höhlenbäumen	Durchschnittlich mehr als 10 potenziell geeignete Höhlenbäume (vorzugsweise alte, überwiegend vitale Bäume mit Höhle in Bodennähe auf regelmäßig durchfeuchtetem Boden) pro ha vorhanden	Durchschnittlich 2-10 potenziell geeignete Höhlenbäume (vorzugsweise alte, überwiegend vitale Bäume mit Höhle in Bodennähe auf regelmäßig durchfeuchtetem Boden) pro ha vorhanden	Durchschnittlich maximal 1 potenziell geeigneter Höhlenbaum (vorzugsweise alte, überwiegend vitale Bäume mit Höhle in Bodennähe auf regelmäßig durchfeuchtetem Boden) pro ha vorhanden
Fortbestand	Lebensraum auf absehbare Zeit gesichert bzw. (aus Sicht des Schutzgutes) in positiver Entwicklung	Gefährdung auf maximal 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar	Gefährdung auf > 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar
Populationsindikatoren	A	B	C
Nachweishäufigkeit von Larven (Gezielte Handsuche mit einem Aufwand von etwa 1 Exkursionstag je ha Baumbestand)	Nachweis von lebenden Larven in zumindest 2 Höhlenbäumen	Nachweis von lebenden Larven in nur 1 Höhlenbaum	Maximal Nachweise von alten Larvenhäuten
Nachweishäufigkeit von Käfern	Nachweise von 1 oder mehreren lebenden Käfer(n) an/in zumindest 2 Höhlenbäumen/Lokalitäten	Nachweis von 1 oder mehreren lebenden Käfer(n) an/in nur 1 Höhlenbaum/Lokalität	Maximal Nachweise von Chitinresten

42.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Erhaltungszustand der Population(en)

A: zumindest 1 Population in hervorragendem Erhaltungszustand oder zumindest 2 Populationen in gutem Erhaltungszustand

B: zumindest 1 Population in gutem Erhaltungszustand oder zumindest 3 Populationen in mittel-schlechtem Erhaltungszustand, die in absehbarer Zeit durch Maßnahmen miteinander vernetzbar sind

C: Population(en) im mittel-schlechten Erhaltungszustand

42.3 Bewertungsanleitung

Voraussetzung für Bewertung: gezielte Nachsuche in den vergangenen 6 Jahren; ansonsten Population bzw. Gebiet nicht beurteilbar.

42.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Der Mittelwert „Bestand“ aus den beiden Bestandsindikatoren (Nachweishäufigkeit von Larven, Nachweishäufigkeit von Käfern) wird mit dem Mittelwert „Habitat“ aus den beiden Habitatindikatoren (Flächengröße, Dichte an geeigneten Höhlenbäumen) und dem Indikator zur Beeinträchtigung (Beeinträchtigung/Fortbestand) gemäß nachfolgender Matrix verschnitten.

	„Bestand“			
„Habitat“		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

42.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Eine Beurteilung erfolgt unter Auswertung der festgestellten Erhaltungszustände der Einzelpopulationen.

43 1082 GRAPHODERUS BILINEATUS (DE GEER, 1774)

43.1 Schutzobjektsteckbrief

43.1.1 Schutzobjekt

Deutsche Namen: Schmalbindiger Breitflügel-Tauchkäfer (nach GEISER 1998), Zweistreifiger Sumpfschwimmkäfer (frei nach KARNY 1929);

Synonym: *Graphoderes bilineatus* De Geer

43.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Dytiscidae (Schwimmkäfer), Dytiscinae

Merkmale: *Graphoderus bilineatus* ist mit 12-16 mm Körperlänge ein relativ großer Käfer. Er entspricht dem typischen Schwimmkäfer-Habitus. Die stark abgeflachte Art zeichnet sich durch die charakteristische Ausdehnung der gelb-schwarzen Halsschildzeichnung von ähnlich großen Vertretern innerhalb der Schwimmkäfer aus (FREUDE et al. 1971, HOLMEN 1993). Eine sichere Bestimmung ist jedoch Spezialisten vorbehalten.

Graphoderus bilineatus ist auch im Larvenstadium bekannt und bestimmbar (GALEWSKI 1990, HOLMEN 1993, KLAUSNITZER 1991).

43.1.3 Biologie

Die Individualentwicklung von *Graphoderus bilineatus* vollzieht sich in Abhängigkeit von der Wassertemperatur über einen Zeitraum von etwa zwei bis zweieinhalb Monaten (GALEWSKI 1990, HOLMEN 1993, WESENBERG-LUND 1912) und erfolgt zwischen Mitte Mai und Anfang Oktober. Die zylindrischen, ca. 2 mm langen, weißlich gefärbten Eier werden wahrscheinlich in kleinen Grüppchen abgelegt. WESENBERG-LUND (1912) beobachtete die Ablage im Juni oberhalb der Wasseroberfläche in selbst genagten Löchern von Blütenstielen der Wasserfeder (*Hottonia palustris*), erwähnt als Substrat aber auch luftgefüllte Gewebe anderer Wasserpflanzen. Nach zweiwöchiger Entwicklungszeit schlüpfen die Larven und verbringen ihr Leben bis knapp vor der Verpuppung submers. Wie bei anderen größeren Wasserkäfern verlässt das bis 30 mm lange, dritte Larvenstadium schließlich das Wasser, um in unmittelbarer Ufernähe eine Puppenkammer in lockeren Erdschichten oder unter dichtem Pflanzenmaterial (z. B. *Sphagnum*) anzulegen. Der nach etwa 10-tägiger Verpuppungsdauer schlüpfende Jungkäfer verbleibt noch einige Zeit in der Puppenkammer, um ab dem Sommer im Gewässer aktiv zu werden (siehe unten).

Graphoderus bilineatus dürfte kaum länger als zwei Saisonen leben (FOSTER 1996). BRANCUCCI (1979) beobachtete eine bimodale Aktivitätsdynamik mit einem ersten Maximum im Mai und einem zweiten Peak im Juli. Die Überwinterung der adulten Käfer erfolgt nicht an Land sondern wahrscheinlich unter Wasser, nachdem dies für nah verwandte Arten in untergetauchten Moosen nachgewiesen ist (HOLMEN 1993) und bisher auch keine Funde hibernierender Individuen aus Uferlebensräumen vorliegen (NILSSON & HOLMEN 1995).

Sowohl Larven als auch imaginale Käfer sind auf aktives Luftholen an der Wasseroberfläche angewiesen. Die Käfer durchstoßen dabei die Wasseroberfläche mit ihrer Hinterleibsspitze und erneuern den Luftvorrat unter den Elytren. Dieser Luftvorrat im Subelytralraum hat auch hydrostatische Funktion und ermöglicht zusammen mit weiteren morphologischen Anpassungen (Stromlinienform, abgeflachte und terminal verbreiterte Elytren, abgeflachte und stark behaarte Schwimmbeine) eine optimale Fortbewegung unter Wasser (KLAUSNITZER 1996).

Die Ernährung von *Graphoderus bilineatus* erfolgt wahrscheinlich überwiegend räuberisch. Analog zum nah verwandten *Graphoderus cinereus* (Linné) dürften für die adulten Käfer Kleinkrebse, Larven von Eintagsfliegen und Zuckmücken sowie Grün- und Kieselalgen von größerer Bedeutung sein (DEDING 1988). Bei den Larven weisen morphologische Merkmale auf eine mögliche Spezialisierung hinsichtlich der Ernährung von planktonischen Kleinkrebsen nahe der Wasseroberfläche hin (GALEWSKI 1975, 1990).

43.1.4 Autökologie

Graphoderus bilineatus besiedelt größere, zumeist perennierende, stehende Gewässer mit ausgedehnten Flachwasser- und Verlandungszonen. Diese sind überwiegend den FFH-Lebensraumtypen „natürliche eutrophe Seen“ (Code 3150) und „dystrophe Seen und Teiche“ (Code 3160) zuzuordnen. Während isoliert inmitten der Agrarlandschaft gelegene Gewässer nicht dauerhaft besiedelt werden (HOLMEN 1993), liegen die Vorkommen häufig in Moor- und Waldgebieten. Das Spektrum reicht dabei von anthropogenen Braunkohletagebau-Restgewässern, Torfstichteichen bis hin zu natürlichen Seen. Sowohl aus fennoskandischen als auch norddeutschen Vorkommen leitet sich eine Präferenz für nährstoff- und kalkarme Gewässer ab (HAESLOOP 2001, HENDRICH & BALKE 2000, HOLMEN 1993, NILSSON & HOLMEN 1995, NILSSON & PERSSON 1989). JÄCH (1985) und HESS et al. (1999) geben die Art jedoch auch für eutrophe, ephemere Gewässer an. Entscheidend für das Vorkommen scheint das großflächige Vorhandensein besonnener, maximal einen Meter tiefer Flachwasserbereiche mit dichter emerser Vegetation (z. B. *Sphagnum*, *Carex*, *Schoenoplectus*) zu sein (siehe FOSTER 2001: Abb. p. 31 und JÄCH 1985: Abb. p. 47). Die wenigen österreichischen Funde lassen neben der Nutzung natürlicher Seen eine Häufung an Vorkommen in Auengewässern (Donau, March) erkennen (FOSTER 2001, FRANZ 1970, JÄCH 1985, SCHWEIGER 1951).

43.1.5 Populationsökologie

Zu Lebensdauer und Populationsgrößen von *Graphoderus bilineatus* liegen kaum Daten vor. Markierungsexperimente aus der Schweiz ergaben mehr ungelöste Fragen als klar interpretierbare Ergebnisse (BRANCUCCI 1979). So wurde die Art an den untersuchten Kleingewässern zwar als einer der häufigsten Wasserkäfer festgestellt, doch waren die Wiederfangraten überaus gering, ein Umstand, der entweder auf ausgesprochen hohe Siedlungsdichten zurückgeht oder umgekehrt durch eine hohe turnover-Rate bedingt wird. Dispersionsfähigkeit ist tatsächlich gegeben, wenn auch bisher nur sehr selten, etwa durch Anflug an Leuchtgeräten in Frankreich (HENDRICH & BALKE 2000) und Wien (SCHWEIGER 1951) nachgewiesen.

Als Fressfeinde von *Graphoderus bilineatus* kommen zahlreiche wasserbewohnende Insekten aber auch Wirbeltiere (Fische, Amphibien) in Frage. SMITH & OLIVER (1986) erwähnen als Gegenspieler unter anderem ektoparasitische Wassermilben der Gattung *Eylais* Latreille.

43.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Graphoderus bilineatus* ist ein westpaläarktisches Faunenelement, dessen Verbreitung von Frankreich im Westen, Italien und Bosnien im Süden bis nach Norwegen und Schweden im Norden sowie im Osten bis ins westliche Russland reicht (FOSTER 1996).

Europa: Innerhalb der EU 15 sind Vorkommen aus Belgien, Dänemark, Deutschland, Finnland, Frankreich, Großbritannien, Holland, Italien, Österreich, Spanien und Schweden bekannt. Sie verteilen sich auf die atlantische, alpine, boreale, kontinentale und mediterrane biogeografische Region. Lediglich in der borealen Region ist diese Art kontinuierlich verbreitet und z. T. häufig (FOSTER 1996).

Österreich: *Graphoderus bilineatus* ist und war in Österreich immer nur punktuell verbreitet. Die Bestandsentwicklung in den letzten hundert Jahren zeigt überdies einen merklichen Rückgang dieser Spezies.

Nachweise liegen aus folgenden Bundesländern vor: Vorarlberg, Oberösterreich, Steiermark (unbestätigte historische Literaturangabe), Kärnten, Niederösterreich, Wien, Burgenland (BRANDSTETTER & KAPP 1995, DALLA TORRE 1879, FRANZ 1970, FOSTER 1996, 2001, HEBERDEY & MEIXNER 1933, HOLZSCHUH 1977, JÄCH 1985, KLIMSCH 1899, KOFLER 1974, MITTER 2001, MÜLLER 1912, PITTIONI 1943, SCHATZMAYR 1907, SCHAEFLEIN & WEWALKA 1982).

Vorarlberg: Fußach, IX.1906, leg. Moosbrugger (Belege im Naturhistorischen Museum Wien); Lustenau, IX.1906, leg. Moosbrugger (Beleg im Naturhistorischen Museum Wien); Hohenems, leg. Moosbrugger (Beleg im Naturhistorischen Museum Wien); Bludenz, Sammlung Hane, det. Kapp (BRANDSTETTER & KAPP 1995); Bregenz, Mehrerau (MÜLLER 1925); Fußach, 18.IV.1909, leg. Müller (Belege im Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck, Coll. Knabl); Schilfweiher, Rohrspitz/Fußach, 17.V.1992, leg. Kopf (Beleg in Coll. Kopf); Bootskanal zur Fußacher Bucht, 29.VIII.1993, leg. Kopf (Beleg in Coll. Kopf); Bregenz, "Sandinsel", IV.2001, leg. Hendrich, van Vondel & Bilton (FOSTER 2001, Belege im NMW, Coll. Vondel und Coll. Bilton).

Oberösterreich: Ibmer Moos, 21.V.1920, leg. Gschwendtner (Belege im Oberösterreichischen Landesmuseum Linz), Linz Umgebung, leg. Gschwendtner und leg. Munganast (Belege im Oberösterreichischen Landesmuseum Linz); Pleschinger Au, Urfahr, 19.IV.1947, leg. Koller (Beleg in Coll. Mitter); Kremsmünster, leg. Pich. (unbestätigte Literaturangabe, DALLA TORRE 1879); Ischl, leg. Wohl. (unbestätigte Literaturangabe, DALLA TORRE 1879).

Kärnten: Weidmannsdorf, leg. Klimsch (unbestätigte Literaturangabe, KLIMSCH 1899); Villach, Eggerteich, 530 m Seehöhe, 21.IV.1903, leg. Schatzmayr (zwei historische, mit "Sch." etikettierte Exemplare im Landesmuseum für Kärnten repräsentieren eventuell diesen von SCHATZMAYR (1907) gemeldeten Fund); Feldkirchen, Dietrichsteiner See, VIII.1964, leg. Kofler (Belege im Naturhistorischen Museum Wien und in Coll. Kofler). Der in der Datenbank Zobodat (Stand: II.2004) eingetragene Datensatz "Villach, 7.1965, leg. Wawelka [sic]" bezieht sich auf eine Eintragung in der Kartei Wewalka: "Umg. Villach, 7.1955, leg. Prock (Wiener Museum)" (WEWALKA mündl. Mitt.) – entsprechende Belege konnten im Naturhistorischen Museum Wien jedoch nicht aufgefunden werden.

Steiermark: Graz (unbestätigte Literaturangabe, FRANZ 1970).

Niederösterreich: Schloßhof bei Marchegg (unbestätigte Literaturangabe, PITTIONI 1943, FRANZ 1970); Marchegg, künstlicher Teich beim Bahndamm, 13.VIII.1955, leg. Gotz (Beleg im Naturhistorischen Museum Wien); Marchegg, Wassergraben beim Schutzdamm, 20.IV.1955, leg. Gotz (Belege in Coll. Holzschuh und Coll. Wewalka); Klosterneuburg, August 1948, leg. Metzler (Belege im Naturhistorischen Museum Wien); Donauauen, 23. Mai 1937, leg. Blühweiß (Belege in Coll. Pederzani); Lobau (NÖ), 1.IX.1926, leg. Blühweiß (Beleg in Coll. Pederzani); Zeiselmauer, leg. Wewalka, VIII.1964 (Belege in Coll. Wewalka). Die vier in der Datenbank Zobodat (Stand: II.2004) eingetragenen Datensätze "Marchegg, leg. Wawelka [sic]" beziehen sich wohl auf die von Gotz gesammelten Exemplare (siehe oben), die Herkunft des mit "29.3.1926" datierten Datensatzes ist allerdings fraglich (WEWALKA mündl. Mitt.), ebenso wie der Datensatz "Marchegg, leg. Josef Wimmer, Redtenbach [sic] (1874)".

Wien: "Wien", Coll. Grundmann (Belege im Naturhistorischen Museum Wien); "Wien", Coll. Paganetti (Belege im Naturhistorischen Museum Wien); "Wien", Coll. Winkler (Beleg in Coll. Wewalka); Praterau, leg. Metzler (Beleg im Naturhistorischen Museum Wien); Alte Donau, Lichtfang beim Angelibad, leg. Schweiger (SCHWEIGER 1951); Prater, Coll. Kaufmann (Belege im Naturhistorischen Museum Wien) [dieser Fund ist in der Datenbank Zobodat (Stand: II.2004) irrtümlich als "leg. Wawelka [sic]" eingetragen (WEWALKA mündl. Mitt.)]; Obere Lobau, fast ausgetrockneter Altarmrest ("T19/20"), VII.1983, leg. Jäch (Belege im Naturhistorischen Museum Wien). Die Herkunft des in der Datenbank Zobodat (Stand: II.2004) eingetragenen Datensatzes "Wien-Donaukai, Herbert Franz (1970)" ist fraglich - bei Franz (1970) findet sich jeden-

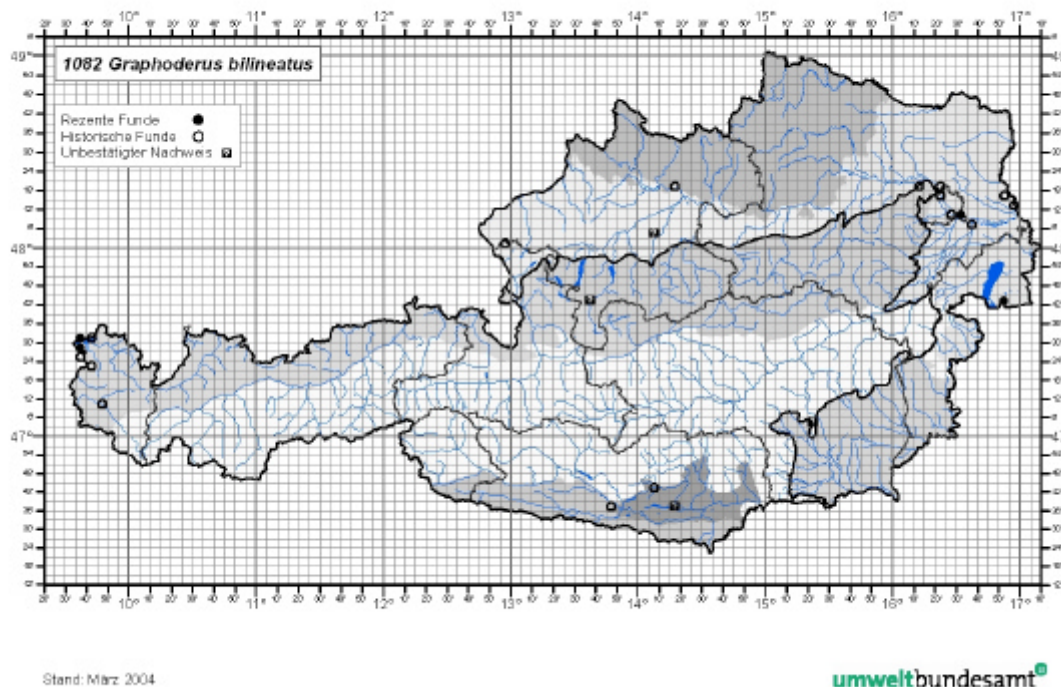
falls kein Hinweis auf diesen Fund und die Sammlung Franz (Naturhistorisches Museum Wien) enthält kein Exemplar mit einer solchen Fundortangabe.

Burgenland: Neusiedlersee, coll. Grundmann (Beleg im Naturhistorischen Museum Wien); Wallern, Kiesgrube, 25. Mai 1988, leg. Pederzani & Schaefflein (Beleg in Coll. Pederzani).

Aktuelle Nachweise (seit 1980) liegen lediglich aus Vorarlberg, aus Wien sowie aus dem Burgenland vor, wobei es sich bei den Funden im Rheindelta um die einzige, derzeit nachweislich bestehende Population in Österreich handelt. Der Nachweis vom burgenländischen Seewinkel aus dem Jahr 1988 gibt Anlass zu Spekulationen, dass sich irgendwo im Neusiedlersee-Gebiet eine autochthone Population von *Graphoderus bilineatus* befinden könnte, wenngleich man annehmen kann, dass es sich bei dem einzelnen Weibchen aus der Kiesgrube an der Straße von Wallern nach St. Andrä (ca. 1 km nördlich von Wallern) um ein verflogenes Exemplar handelt (PEDERZANI mündl. Mitt.). Der Fundort in der Oberen Lobau ("T19/20") wurde seit seiner Entdeckung im Jahr 1983 (JÄCH 1985) nicht wieder aufgesucht. Der Fortbestand dieser Population ist offensichtlich stark von den Grundwasserverhältnissen abhängig.

In den Praterauen und in den Augewässern bei Klosterneuburg sowie im österreichischen Teil der Marchauen konnte *Graphoderus bilineatus* trotz mehrerer gezielter Nachforschungen nicht wiederentdeckt werden. Allerdings lassen rezente Funde aus den slowakischen Marchauen (Belege im Naturhistorischen Museum Wien) auf eine Wiederbesiedlung auf österreichischer Seite hoffen. Hingegen ist die Population bei Zeiselmayer (östl. von Tulln) aufgrund der Zerstörung des Biotops inzwischen definitiv erloschen (WEWALKA mündl. Mitt.). Die restlichen, oben genannten österreichischen Funde stammen zum Teil aus der Zeit vor dem Zweiten Weltkrieg und sind wahrscheinlich ebenfalls nicht mehr aktuell. Aus Kärnten liegen leider keine Untersuchungen neueren Datums vor, so dass derzeit keine Aussage über den aktuellen Bestand der Populationen gemacht werden kann.

Mit einem Schwerpunkt in der planar-collinen Stufe reicht die Höhenverbreitung der österreichischen Vorkommen von 120 m (Wallern) bis in die submontane Region mit dem höchstgelegenen Fund vom Dietrichsteiner See bei Feldkirchen in 651 m Seehöhe (KOFLEK 1974).



43.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Obgleich *Graphoderus bilineatus* in vielen Regionen Europas, wie z. B. in Deutschland (HESS et al. 1999), stark rückläufig oder bereits verschwunden ist, wird die Art in der IUCN Red List of Threatened Species nicht angeführt (IUCN 2003).

Im Licht der relativ zahlreichen ostösterreichischen Funde in den 50er, 60er und 80er Jahren stuften WEWALKA (1983) und JÄCH (1985) *Graphoderus bilineatus* für Österreich als "potenziell gefährdet" ein. In der von WEWALKA & JÄCH (1994) ausgearbeiteten Fassung der Roten Liste blieb *Graphoderus bilineatus* irrtümlich unberücksichtigt.

Aufgrund aktualisierter Kenntnisse über die Bestandssituation, Bestandsentwicklung sowie Habitatverfügbarkeit und Habitatentwicklung dieser Spezies in Österreich ist eine Korrektur der Einstufung nach oben ("stark gefährdet") notwendig.

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Annex II der Berner Convention.

Gefährdungsursachen: Als bedeutende Faktoren des Bestandsrückganges werden Gewässerschwund, Uferverbauung, Verschmutzung und Eutrophierung sowie intensive Fischzucht und hoher Wasservogelbestand genannt (FOSTER 1996, GRILL et al. 2001, WEWALKA 1983). Inwieweit klimatische Veränderungen für Arealregressionen verantwortlich sein könnten, ist bislang ungeklärt.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Maßnahmen zum Schutz der Art müssen darin bestehen, den konservativen Erhalt von – vor allem kleinen, einigermaßen managbaren – Gewässern mit aktuellem Vorkommen zu gewährleisten, bzw. ihre fortwährende Entstehung (z. B. in dynamischen Auen) inklusive der spezifischen Requisiten zu ermöglichen. FOSTER (1996) beschreibt einen Fall aus Italien, aus dem hervorgeht, dass periodisches Austrocknen von Gewässern aufgrund der damit einhergehenden, regelmäßigen Reduktion der Fischfauna zu positiven Effekten für die Art führt. HENDRICH & BALKE (2000) betonen die

Bedeutung weiträumiger, unzersiedelter Landschaftsteile auf niedrigem Trophieniveau, in denen extensiv bewirtschaftete Gewässer in unterschiedlichen Sukzessionsstufen eng miteinander verzahnt sind.

43.1.8 Verantwortung

Im Sinne der Arterhaltung im arealweiten Kontext sind die österreichischen Vorkommen von *Graphoderus bilineatus* von untergeordneter Bedeutung. Berücksichtigt man jedoch die Tatsache, dass die Bestände im gesamten Süd- und Mitteleuropa stark im Rückgang sind beziehungsweise nur mehr in isolierten Populationen vorhanden sind, so kommt den österreichischen Fundorten wiederum wichtige Korridor-Bedeutung in einer zukünftigen Vermittler- und Wiederbesiedlungsrolle zwischen den Refugialbereichen im Norden und den diskontinuierlich verbreiteten Beständen im Süden des Areal zu.

43.1.9 Erhebung

Die Beprobung von makrophytenreichen Flachwasserzonen erfolgt mit Hilfe eines großen und robusten Keschers, dessen Netzbeutel nicht zu engmaschig sein sollte (HENDRICH & BALKE 2001). Außerdem bietet sich wie zum Nachweis von *Dytiscus latissimus* der Einsatz von Reusen an (SCHIEFERDECKER 1963, SCHAEFLEIN 1983), die mit einem Köder (z. B. Frischfleisch, Leber, Fisch) bestückt werden. Die Reusenfallen müssen groß genug sein und über die Wasseroberfläche ragen, um auch zwangsläufig angelockten Beifängen (z. B. Amphibien) das Überleben zu ermöglichen; Kontrollen sind täglich durchzuführen.

Zur Nachvollziehbarkeit und Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, lebende Tiere etc.) und einzelne Tiere aufgesammelt und aufbewahrt werden. Die Lokalisierung der Fundstellen muss möglichst präzise (z. B. als Eintrag auf einem Luftbild oder mit Hilfe eines GPS-Gerätes) erfolgen.

43.1.10 Wissenslücken

Die aktuelle Bestandssituation von *Graphoderus bilineatus* in Österreich ist nur unzureichend erforscht. Gezielte Untersuchungen aller in Frage kommenden Biotope (vor allem in der Lobau, in den Marchauen, im Neusiedlersee-Gebiet und in Kärnten) müssten dringend durchgeführt werden. Bedauerlicherweise ist sogar das Neusiedlersee-Gebiet, trotz seiner enormen Artenvielfalt und trotz seiner überregionalen Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz, bezüglich Wasserkäfer noch weitgehend unerforscht. Diese Region bietet potentiell optimale Lebensräume für *Graphoderus bilineatus*. Die faunistische Kartierung des NP Neusiedlersee sollte daher in Bezug auf geeignete Schutzmaßnahmen für den Zweistreifigen Sumpfschwimmkäfer Priorität haben.

Trotz umfangreicher, planquadratmäßig angelegter Kartierungen in den 80er Jahren konnte *Graphoderus bilineatus* im gesamten Bereich der Donau-March-Auen nur an einem einzigen, fast ausgetrockneten Tümpel ("T19/20", siehe JÄCH 1985) nachgewiesen werden. Da die Population dieses Tümpels als autochthon angesehen werden kann, würde eine detaillierte Untersuchung dieses Gewässers wertvolle Rückschlüsse auf die speziellen Lebensraumsprüche erlauben und gezieltes Biotopschutz-Management ermöglichen.

43.1.11 Literatur und Quellen

BRANCUCCI, M. (1979): Considération sur la faune des Dytiscidae de la grève de Cudrefin (VD) (Insecta: Coleoptera). Bulletin de la Société vaudoise des Sciences naturelles 74: 301-311.

BRANDSTETTER, C. & KAPP, A. (1995): Die Schwimmkäfer von Vorarlberg und Liechtenstein. Bd. 2. Erster Vorarlberger Coleopterenverein, Bürs. 310 pp.

- DALLA TORRE, K.W. (1879): Die Käferfauna von Oberösterreich. Systematisches Verzeichnis der in Oberösterreich bisher beobachteten Käfer. Jahresbericht für Naturkunde in Österreich ob der Enns zu Linz 10: 125 pp.
- DEDING, J. (1988): Gut content analysis of diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Natura Jutlandica* 22: 177-184.
- FOSTER, G. N. (1996): *Graphoderus bilineatus* (DeGeer, 1774). In HELSDINGEN, P. J. van, WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. *Nature and Environment* 79: 40-48.
- FOSTER, G. N. (2001): 2001 in the Bodensee – and what about 2002? *Latissimus* 14: 31.
- FRANZ, H. (1970): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt, Gebietsmonographie III. Wagner, Innsbruck. 501 pp.
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1971): Die Käfer Mitteleuropas. Band 3: Adephaga 2, Palpicornia, Histeroidea, Staphylinoidea 1. Goecke & Evers, Krefeld. 365 pp.
- GALEWSKI, K. (1975): Descriptions of the unknown larvae of the genus *Hydaticus* Leach und *Graphoderus* Dejean (Coleoptera, Dytiscidae) with some data on their biology. *Annales Zoologici* 32: 249-268.
- GALEWSKI, K. (1990): The larvae of Central European species of *Graphoderus* Dejean (Coleoptera, Dytiscidae). *Polskie Pismo Entomologiczne* 60 (1-2): 25-54.
- GEISER, R. (1998): Rote Liste der Käfer (Coleoptera). In BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTKE, H. & PRETSCHER, P. (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 168-230.
- GRILL, E., MALCHAU, W., NEUMANN, V. & SCHORNACK, S. (2001): Coleoptera (Käfer). In LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Die Tier und Pflanzenarten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 38, Sonderheft: 35-45.
- HAESLOOP, U. (2001): Neue Schwimmkäferfunde (Coleoptera: Dytiscidae) im Großraum Bremen. *Abhandlungen herausgegeben vom Naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen* 45: 163-169.
- HEBERDEY, R. F. & MEIXNER, J. (1933): Die Adephagen der östlichen Hälfte der Ostalpen. *Verhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien* 83: 164 pp.
- HENDRICH, L. & BALKE, M. (2000): Verbreitung, Habitatbindung, Gefährdung und mögliche Schutzmaßnahmen der FFH-Arten *Dytiscus latissimus* Linnaeus, 1758 (Der Breitrand) und *Graphoderus bilineatus* (De Geer, 1774) in Deutschland (Coleoptera, Dytiscidae). *Insecta* 6: 98-114.
- HENDRICH, L. & BALKE, M. (2001): Breitrand (*Dytiscus latissimus*) und Schmalbindiger Breitflügel-Tauchkäfer (*Graphoderus bilineatus*): In FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. *Angewandte Landschaftsökologie* 42: 301-305.
- HESS, M., SPITZENBERG, D., BELLSTEDT, R., HECKES, U., HENDRICH, L. & SONDERMANN, W. (1999): Artenbestand und Gefährdungssituation der Wasserkäfer Deutschlands. *Coleoptera: Hydradephaga, Hydrophiloidea part., Dryopoidea part.; Microsporidae, Hydraenidae, Scirtidae. Naturschutz und Landschaftsplanung* 31 (7): 197-211.
- HOLMEN, M. (1993): Fredede insekter i Danmark, Del 3: Biller knyttet til vand. *Entomologiske Meddelelser* 61: 117-134.
- HOLZSCHUH, K. (1977): Bemerkenswerte Käferfunde in Österreich 2. *Koleopterologische Rundschau* 53: 27-69.
- IUCN (2003): 2003 IUCN Red List of Threatened Species <www.redlist.org>.
- JÄCH, M. A. (1985): Inventarisierung und Typisierung von Gewässern und Feuchträumen in der Oberen Lobau anhand der Entomofauna. Gemeinde Wien (Magistratsabteilung 22, Naturschutz), Wien. 85 pp. (unveröffentlichte Auftragsstudie)

- KARNY, H. (1929): Tabellen zur Bestimmung einheimischer Insekten. II. Käfer. Zweite Auflage. Pichler's Witwe & Sohn, Wien. 165 pp.
- KLAUSNITZER, B. (1991): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. In: KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 1. Band: Adephega. Goecke & Evers, Krefeld. 160-269.
- KLAUSNITZER, B. (1996). Käfer im und am Wasser. Neue Brehm Bücherei 567. 200 pp.
- KLIMSCH, E. (1899): Die Käferwelt der Umgebung Klagenfurts, besonders jene der Sattnitz. Carinthia II 89/9: 5-21, 242-247.
- KOFLER, A. (1974): Zur Tierwelt um Gut Dietrichstein bei Feldkirchen in Kärnten. Carinthia II 164/84: 313-331.
- MITTER, H. (2001): Bestandsanalyse und Ökologie der nach FFH-Richtlinie geschützten Käfer in Oberösterreich (Insecta, Coleoptera). Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 10: 439-448.
- MÜLLER, A. J. (1912): Verzeichnis der Käfer Vorarlbergs. Jahresbericht des Landesmuseumsvereins für Vorarlberg 48: I-XVIII, 1-195, 199-203 pp.
- MÜLLER, A. J. (1925): Nachtrag zu meinem Verzeichnis der Käfer Vorarlbergs. Vierteljahrsschrift für Geschichte und Landeskunde Vorarlbergs 9: 65-128.
- NILSSON, A. N. & HOLMEN, M. (1995): The aquatic Adephega (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae. Fauna Entomologica Scandinavica 32: 1-192.
- NILSSON, A. N. & PERSSON, S. (1989): The distribution of predaceous diving beetles (Coleoptera: Noteridae, Dytiscidae) in Sweden. Entomologica Basiliensia 13: 59-146.
- PITTIONI, E. (1943): Die Käfer von Niederdonau: Die Curti-Sammlung im Museum des Reichsgaues Niederdonau. I-III. Verlag Kühne, Wien-Leipzig. 189 pp.
- SCHAEFLEIN, H. (1983): Dytiscidenfang mit selbstgebauter automatischer Falle. Entomologische Nachrichten 27: 163-166.
- SCHAEFLEIN, H. & WEWALKA, G. (1982): Catalogus Faunae Austriae. Coleoptera, Hygrobiidae, Halplidae, Dytiscidae. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien. 27 pp.
- SCHATZMAYR, A. (1907): Die Koleopterenfauna der Villacheralpe (Dobratsch). Verhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien 57: 116-136.
- SCHIEFERDECKER, H. (1963): Über den Fang von Wasserinsekten mit Reusenfallen. Entomologisches Nachrichtenblatt 5: 60-64.
- SCHWEIGER, H. (1951): Käferfang bei Nacht. Entomologisches Nachrichtenblatt Österreichischer und Schweizer Entomologen 3: 193-198.
- SMITH, I. M. & OLIVER, D. R. (1986): Review of parasitic associations of larval water mites (Acari: Parasitengona: Hydrachnida) with insect hosts. Canadian Entomologist 118: 407-472.
- WESENBERG-LUND, C. (1912): Biologische Studien über Dytisciden. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrogeographie, Biologisches Supplement 5: 19-129.
- WEWALKA, G. (1983): Rote Liste der gefährdeten Schwimmkäfer Österreichs (Dytiscidae, Coleoptera). In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. BM für Gesundheit und Umweltschutz. 123-126.
- WEWALKA, G. & JÄCH, M. A. (1994): Rote Liste der Dytiscidae (Schwimmkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie. 139-142.

Quellen unpublizierter Funde:

Coll. KOPF (Innsbruck), Coll. PEDERZANI (I, Ravenna), Naturhistorisches Museum Wien, JOANNEUM Graz, Oberösterreichisches Landesmuseum Linz, Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck

Wichtige österreichische Datenquellen:

Datenbank Naturhistorisches Museum Wien

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz), www.biologiezentrum.at/biowww/de/zobo

Kartei WEWALKA (Wien)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Michael BALKE, Korrespondent des Naturhistorischen Museums Wien

Dr. Hans FERY (D, Berlin)

Dr. Lars HENDRICH (D, Berlin)

Dr. Manfred A. JÄCH, Naturhistorisches Museum Wien

Dr. Helen V. SHAVERDO, Naturhistorisches Museum Wien

Prof. Dr. Günther WEWALKA (Wien)

Danksagung:

Frau Dr. Helen V. SHAVERDO, Herrn Karl ADLBAUER (Graz), Herrn Dr. Lars HENDRICH, Herrn Manfred KAHLEN (Innsbruck), Prof. Dr. A. KOFLER (Lienz), Herrn Dr. Paul MILDNER (Klagenfurt), Herrn Heinz MITTER (Steyr), Herrn Timo KOPF und Herrn Prof. Dr. Günther WEWALKA sei für wichtige Auskünfte, Fundorthinweise, Materialentlehnung bzw. Determinationsbestätigungen herzlichst gedankt.

43.2 Indikatoren und Schwellenwerte

43.2.1 Indikatoren für die Population (Einzelbestand auf lokaler Ebene)

Die Abgrenzung von Populationen kann aufgrund fehlender Daten nicht fachlich biologischen Grundlagen unterliegen, sondern muss pragmatisch unter gutachterlicher Einschätzung erfolgen. Hierbei können beispielsweise Nachweise aus wenige Kilometer voneinander entfernten Gewässern u. U. bereits als Einzelbestände auf lokaler Ebene interpretiert werden.

Da die Ermittlung der Populationsdichte bei aquatischen Käfern nur mit sehr hohem Untersuchungsaufwand durchführbar ist, wird als Alternative im Zuge der Bewertung die Nachweishäufigkeit als Ergebnis der Anwendung einer einigermaßen standardisierbaren Methodik herangezogen.

Habitatindikatoren	A	B	C
Lebensraumausstattung	ausdauerndes, stehendes Gewässer mit großflächiger (> 1 ha) Verlandungszone	ausdauerndes, stehendes Gewässer mit kleinflächiger (< 1 ha) Verlandungszone	astatisches, stehendes Gewässer
Fortbestand	Lebensraum auf absehbare Zeit gesichert bzw. (aus Sicht des Schutzgutes) in positiver Entwicklung	Gefährdung auf maximal 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar	Gefährdung auf > 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar
Populationsindikatoren	A	B	C
Nachweishäufigkeit ³⁵	Nachweis von mehreren	Nachweis eines Einzeltie-	Kein aktueller Nachweis

³⁵Methodik: 2 - 3 Probennahmen von Ende April bis Anfang Juni mittels Kescherfängen und 2 - 3 Reusenfang-Perioden mit zumindest 10 - 20 Fallen zum Zeitpunkt des zu erwartenden Aktivitätspeaks im Frühjahr.

	Individuen	res	innerhalb der vergangenen 6 Jahre
--	------------	-----	-----------------------------------

43.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Anzahl und Isolation der besiedelten Gewässer

A: mehrere besiedelte Gewässer in unmittelbarer Nähe

B: mehrere voneinander (über einige Kilometer) isolierte Vorkommen oder einzelnes (auch nach außen) isoliertes Vorkommen der Bewertungsstufe A

C: einzelnes (auch nach außen) isoliertes Vorkommen der Bewertungsstufen B und C

43.3 Bewertungsanleitung

Voraussetzung für Bewertung: gezielte Nachsuche in den vergangenen sechs Jahren; ansonsten Population bzw. Gebiet nicht beurteilbar.

43.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Der Mittelwert „Habitat“ aus dem Habitat- (Lebensraumausstattung) und Beeinträchtigungsindeikator (Beeinträchtigung/Fortbestand) wird gemäß nachfolgender Matrix mit dem Wert des Bestandsindikators (Nachweishäufigkeit) verschnitten.

	Nachweishäufigkeit			
		A	B	C
„Habitat“	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

43.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Eine Beurteilung erfolgt unter Auswertung der Anzahl und Isolation der besiedelten Einzelgewässer.

44 1083 LUCANUS CERVUS (LINNAEUS, 1758)

44.1 Schutzobjektsteckbrief

44.1.1 Schutzobjekt

Deutsche Namen: Hirschkäfer, Feuerschröter, Hornschröter, Hirschschröter, Kirndelskäfer, Kireskäfer (z. B. DALLA TORRE 1879)

Synonyme: keine

44.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Lucanidae (Hirschkäfer), Lucanini

Bei einer so gut untersuchten und sehr große Individuen umfassenden Art verwundert es nicht, dass zahllose Abweichungen von der Norm als Abberationen, Abnormitäten und „Monstrositäten“ beschrieben wurden. Zwar kommt ihnen allesamt keine taxonomische Bedeutung zu, doch sollen einige wenige kurz erwähnt werden (siehe KLAUSNITZER 1995). Die Form *armatus* bezeichnet beispielsweise Weibchen, deren Mandibeln in Größe und Gestalt denen schwach entwickelter Männchen angenähert sind (HEPP 1932). Die an das Y-Geschlechtschromosom gebundene Defektmutante *scapulodonta* äußert sich in einer schaufelartigen Verbreiterung der Mandibelspitzen beim Männchen und wurde bisher gehäuft bei Wetzlar (WEINREICH 1963) sowie einmal in Mödling (PAULUS 1969) beobachtet. Als große Besonderheit wurden Halbseitzwitzer von *Lucanus cervus* beschrieben. Es handelt sich dabei um Saggitalgynander, also Individuen, die auf einer Seite weiblich (links) und auf der anderen Seite männlich (rechts) entwickelt sind. Biologisch interessant sind sog. Rehkäfer (*capreolus*-Form). Es sind dies ausgesprochen kleine Kümmerformen, deren Entwicklung mit suboptimaler, nährstoffarmer Nahrung in Verbindung gebracht wird (z. B. CÜRTEEN 1936, KLAUSNITZER 1995, SCHAFFRATH 1994, SCHWEIGER 1972). Sie überwiegen heute in manchen Gegenden und sind Argument dafür, dass sich der Hirschkäfer mit dem Verlust der optimalen Entwicklungshabitate auf andere, weniger geeignete Hölzer umzustellen beginnt. Im übrigen ein Phänomen, welches für den Nasenhornkäfer belegt ist (KLAUSNITZER 1995).

Merkmale: *Lucanus cervus* ist mit 25 bis 75 mm, im Extremfall 90 mm Körperlänge ein ausgesprochen großer Käfer. Während die weiblichen, 25 bis 45 mm „kleinen“ Tiere durchaus mit anderen Käfern (etwa mit dem Balkenschröter *Dorcus parallelepipedus* (Linnaeus), einem 19-32 mm messenden Verwandten aus der Familie Hirschkäfer) verwechselt werden können, sind die Männchen durch die geweihartig vergrößerten Mundwerkzeuge (Mandibeln) und den überaus breiten Kopf auch für Nichtspezialisten leicht erkennbar. Dass Meldungen von Laien dennoch nicht immer unkritisch übernommen werden dürfen, zeigt der Umstand, dass alle in den letzten 20 Jahren aus Salzbug gemeldeten Tiere sich nach Prüfung schließlich als Lederlaufkäfer *Carabus coriaceus* Linnaeus, einen der größten heimischen Laufkäfer, herausstellten (GEISER 2001).

Larven und Puppe des Hirschkäfers sind seit langem bekannt und mit Hilfe guter Abbildungen relativ leicht zu determinieren (z. B. KLAUSNITZER 1995, KLAUSNITZER & KRELL 1996, SCHERF 1985).

44.1.3 Biologie

Die Individualentwicklung von *Lucanus cervus* vollzieht sich über einen Zeitraum von zumeist 5-6 Jahren (z. B. HORION 1958, HARTMANN & SPRECHER-UEBERSAX 1990), soll im Extremfall aber auch bis zu 8 Jahre dauern (BRECHTEL & KOSTENBADER 2002). Deutlich kür-

ze Entwicklungszeiten von 3-4 Jahren können durch schlechte Nahrungsverhältnisse (Menge und Qualität) bedingt sein und zur Ausbildung von Kümmerformen (*Variation capreolus*) führen (siehe Kap 1.1.2). Nach mehrjähriger Larvalentwicklung erfolgt im Oktober des vorletzten Jahres die Verpuppung, bis der fertige Käfer schließlich im darauffolgenden Frühsommer schlüpft, um dann nur noch wenige, zumeist 4-8 Wochen zu leben (TOCHTERMANN 1992). Die jahreszeitliche Aktivität des adulten Hirschkäfers erstreckt sich in Mitteleuropa von Ende Mai bis Mitte August mit der Hauptflugzeit von Mitte Juni bis Ende Juli. Inaktive Käfer können aber auch schon früher oder später im Jahr angetroffen werden.

Männliche und weibliche Käfer zeigen deutlich unterschiedliche Verhaltensmuster. Während die Weibchen nur geringe Ortsveränderungen vornehmen und sich oft stunden- bis tagelang in der Umgebung der Eiablageplätze aufhalten, fliegen die männlichen Tiere regelmäßig und sind danach an der Basis von Bäumen oder im niedrigen Gebüsch zu finden (SPRECHER-UEBERSAX & DURRER 2001a). Die Geschlechter treffen sich bevorzugt an Saftmalen alter Bäume, wobei die an den Rendezvousplätzen meist in Überzahl vorhandenen Männchen mittels bislang unbekannter Duftstoffe von den Weibchen angelockt werden. Aus verschiedenen Beobachtungen und Experimenten geht hervor, dass Inhaltsstoffe des Eichensaftes (Eichengerbsäuren) im Zuge der Fernorientierung (möglicherweise über weit mehr als 200 m Entfernung) wichtig sind und Pheromone des Weibchens erst im Umkreis von 3 m wirksam werden (TOCHTERMANN 1992, BRECHTEL & KOSTENBADER 2002). JACOBS & RENNER (1988) vermuten, dass der vom Weibchen während des Saftleckens abgegebene Kot anlockende Wirkung auf die Männchen ausüben könnte und KLAUSNITZER (1995) ordnet auch der Fähigkeit beider Geschlechter zur Lauterzeugung ähnliche Funktion zu. An den Rendezvousplätzen – TIPPMANN (1954) verwendete für besonders individuenreiche Ansammlungen den Ausdruck „Hirschkäfer-Rammelbäume“ – kann es zum Kampf der Männchen um die Weibchen kommen. Mit ihren großen Mandibeln versuchen sich die Tiere zu packen und von den Bäumen zu schleudern. Dabei werden beachtliche Kräfte entwickelt, die es dem Hirschkäfer ermöglichen, das 100fache seines eigenen Körpergewichtes zu tragen (SLIJPER 1967 in KLAUSNITZER 1995), Menschen trotz größter Kraftanstrengung jedoch nicht erlauben, die zusammengekniffenen Mundwerkzeuge mit beiden Händen zu öffnen (TIPPMANN 1954). Selten werden rivalisierende Männchen verletzt oder bei sehr unterschiedlicher Größe der Kampfpartner sogar getötet. Das siegreiche, häufig größere Männchen (vgl. aber auch PERSONH 2001) stellt sich über das Weibchen, fixiert es mit Hilfe der Mandibeln und verbleibt in dieser Stellung u. U. mehrere Tage, währenddessen die Kopulation bis zu 100mal wiederholt wird (TOCHTERMANN 1992). TIPPMANN (1954) beobachtete die meisten Sexualakte nicht in der Nähe der Leckstellen, sondern an unbeschädigten Eichenstämmen. Entgegen der bisherigen Auffassung, Männchen würden rasch nach der Kopulation und Weibchen nach der Eiablage sterben, fand TOCHTERMANN (1992) einen mehrfachen Zyklus, der mit der Ei- und Samenreifung beider Geschlechter nach erfolgter Nahrungsaufnahme beginnt und mit der ersten Eiablage der Weibchen fortgesetzt wird. Ein beträchtlicher Teil der Weibchen kehrt danach jedoch zum Ort der Nahrungsaufnahme zurück, kopuliert ein weiteres Mal und legt nochmals Eier ab.

Die Eiablage erfolgt an der Basis von Bäumen oder Stubben, die sich in einem für die Entwicklung der Larven geeigneten Zustand befinden (siehe unten). Dort dringt das reife Weibchen zumindest 30, maximal 100 cm in die Erde ein und gräbt dabei bis zu vier Meter weit (TOCHTERMANN 1992). Die Zahl der einzeln abgelegten und zum Schutz jeweils von einem Erdballen umgebenen Eier schwankt je nach Angabe zwischen 15 und 100 pro Weibchen (NÜSSLER 1967, SPRECHER-UEBERSAX 2001, TOCHTERMANN 1992).

Die Eier sind rundlich bis schwach oval und messen lediglich 2-2,3 mm im Durchmesser (BRECHTEL & KOSTENBADER 2002), ehe sie innerhalb der ersten 20 Tage auf Erbsengröße anschwellen (TOCHTERMANN 1992). Die eine Länge von bis zu 11 cm und eine Masse von 30 g erreichende, charakteristische Larve (KLAUSNITZER & KRELL 1996) durchläuft drei Sta-

dien. Während die erste Nahrung aus Humusteilchen (SPRECHER-UEBERSAX 2001) und morschem, feuchtem, verpilztem Holz der äußersten Baumschicht besteht (NÜSSLER 1967), entfernen sich die älteren Larven zunehmend vom Stumpf und fressen bis in einer Entfernung von 2 Metern auch schwächere Wurzeln (GRÜTZNER 1924). Bei meinem Nahrungsbedarf von bis zu 250 cm³ Holzmulm pro Entwicklungsmonat trägt die Larve zur Humusbildung bei und kann dadurch auch durchaus als forstlich bedeutend gelten (KLAUSNITZER 1995). Bei Nahrungsmangel können die Larven Ortsveränderungen durchführen, wobei pro Minute bis zu 30 cm Entfernung zurückgelegt werden können (TOCHTERMANN 1987). SPRECHER-UEBERSAX & DURRER (1998a) fanden ein Stridulationsvermögen, welches möglicherweise der Konkurrenzvermeidung der Larven untereinander dient. Gegenüber Kälte sind die Larven im Inneren von Mulmkörpern gut geschützt, ertragen jedoch wahrscheinlich infolge erhöhter Glycerinproduktion auch direkte Exposition von wenigen Minusgraden über längere Zeiträume (BRECHTEL & KOSTENBADER 2002).

Zur Verpuppung dringt die ausgewachsene Larve in das den Wurzel- bzw. Stammbereich umgebende Erdreich vor. Hier in einer Tiefe von 20-30 cm (SPRECHER-UEBERSAX 2001) fertigt sie in 2-3 wöchiger „Arbeit“ (HORION 1958) aus Erde und Mulm einen hühnereigroßen, ovalen Kokon an, der als Puppenwiege dient. Die Wand des Kokons ist bis zu 2 cm dick und innen mit Nahrungsbrei und Sekreten geglättet. TOCHTERMANN (1992) schreibt ihr sogar atmungsaktive, wasserabweisende sowie gegenüber Pilzen und Bakterien antiseptische Wirkung zu. Männliche Kokons sind nicht nur deutlich größer und länger als weiblich, sondern liegen auch etwas flacher in der Erde (SPRECHER-UEBERSAX 2001), was das zumeist etwas frühere Schlüpfen der Männchen aufgrund der in geringerer Bodentiefe höheren Erwärmung erklärt (TOCHTERMANN 1992). Nach etwa 6-wöchiger Puppenphase schlüpfen die Käfer noch im Herbst, überwintern jedoch in der Puppenwiege. Erst im Frühsommer wird nach Aushärten der Cuticula der Kokon mit Hilfe der Mandibeln geöffnet, und der Käfer gräbt sich eine nahezu senkrechte Röhre zur Erdoberfläche.

Die tageszeitliche Aktivität des Hirschkäfers erfolgt überwiegend während der Dämmerungs- und Nachtstunden. An – nach SPRECHER-UEBERSAX & DURRER (1998b) zumindest 16°C – warmen Abenden finden regelrechte Schwärmflüge statt, im Zuge derer auch regelmäßig Lichtquellen angefliegen werden (eigene Beobachtungen). Der Flug ist von einem deutlich brummenden Geräusch begleitet und erfolgt im ebenen Gelände meist in Bodennähe (NÜSSLER 1967). Dabei werden nach TOCHTERMANN (1992) Geschwindigkeiten von 3,7-6,9 km/h über eine Flugdauer von 3,8 bis 5,1 Minuten erreicht. Untertags sind die Käfer zumeist inaktiv, können jedoch auch am Fuße ihrer Brutbäume, während der Kopulation oder im Zuge ihrer Nahrungsaufnahme beobachtet werden.

Die Nahrung des Hirschkäfers unterscheidet sich zwischen den einzelnen Entwicklungsstadien sehr deutlich. Im Larvenstadium wird überwiegend weiß- aber auch rotfaules Holz aufgenommen. Dabei ist das Zersetzungsstadium des Holzes entscheidend, da den Larven zellulosespalende Enzyme fehlen. TOCHTERMANN (1992) nennt beispielsweise Eichenwirrling (*Daedalea quercina*) und Leberpilz (*Fistulina hepatica*) als bedeutende Substrataufbereiter für den Hirschkäfer. Die von KLAUSNITZER (1995) als latente Polyphagie bezeichnete Fähigkeit der Larven, sich neben Eiche auch zunehmend auf andere Nahrungspflanzen einzustellen, ist möglicherweise Ursache für die in vielen Regionen beobachteten abnehmenden Körpergrößen des Hirschkäfers. Die fertig ausgebildeten Käfer sind Saftlecker. Die Nahrungsaufnahme erfolgt mit Hilfe der Maxillen und des Labiums, die als Borstenpinsel funktionieren (KRENN et al. 2002). Bevorzugt wird gärender Saft von Eichen, wobei die Saftflüsse auf Rindenverletzungen, Frostrisse, Pilzinfektionen, Wasserreiser, Windbruch oder Blitzschlag zurückgehen. Die Eignung dieser oft mehrere Vegetationsperioden anhaltenden, schwarzen Saftflüsse als Nährsubstrat wird durch die Entwicklung verschiedener Ascomyceten im Phloemsaft beeinflusst (MÖLLER 1991 in BRECHTEL & KOSTENBADER 2002). Die Nutzung von Saftflüssen an Obstbäumen wird z. B. von KLIMSCH (1899) und MAUERHOFER & HOLZER (1985) erwähnt.

Die Polymorphie der Mundwerkzeuge führt zur unterschiedlichen Ernährung beider Geschlechter (BESSONAT 1983, KRENN et al. 2002). Während Weibchen unter dem Einsatz ihrer Mandibeln Safffluss durch Ritzen der Rinde hervorrufen können (SPRECHER-UEBERSAX 2001), sind Männchen bei Nichtvorhandensein ausreichender Saffflüsse auf alternative Nahrung angewiesen. Sowohl Freilandversuche als auch Futterwahlexperimente konnten die große Bedeutung von Kirschen als Nahrungselemente männlicher Hirschkäfer aufzeigen (KRENN et al. 2002, SPRECHER-UEBERSAX & DURRER 2001b). Auf die Anlockwirkung von gärendem Obst basiert nicht zuletzt eine der erfolgreichsten Nachweismethoden für den Hirschkäfer (z. B. HOLZER & FRIESS 2001, eigene Beobachtungen).

Der Hirschkäfer findet sich mit zahlreichen anderen Insekten vergesellschaftet. An Baumsaftstellen sind dies zahlreiche Käfer aus den Familien Staphylinidae, Nitidulidae, Scarabaeidae, Cerambycidae u. a. sowie häufig die Hornisse (z. B. TIPPMANN 1954). Im Mulmsubstrat entwickeln sich die Hirschkäferlarven nach SPRECHER-UEBERSAX (2001) oft gemeinsam mit Bockkäfern (z. B. *Prionus coriarius* (Linnaeus) und Rosenkäfern (z. B. *Cetonia aurata* (Linnaeus)) sowie dem Balkenschröter *Dorcus parallelepipedus* (Linnaeus).

44.1.4 Autökologie

Der Hirschkäfer besiedelt in erster Linie wärmebegünstigte, eichenreiche Wälder (Eichen-, Eichen-Hainbuchen- und Kiefern-Traubeneichen-Wälder) der Ebene und niederer Höhenlagen, kommt aber auch in Parkanlagen, Alleen und an einzel stehenden Bäumen vor. Darunter fallen u. a. die FFH-Lebensraumtypen „Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald“ (Code 9160), „Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald“ (Code 9170), „Hartholzauenwälder“ (Code 91F0), „Pannonische Wälder“ (Code 91G0*), „Pannonische Flaumeichenwälder“ (Code 91H0*) und „Euro-sibirische Eichen-Steppenwälder“ (Code 91I0*). Für seine Entwicklung bevorzugt der Hirschkäfer Eichen (*Quercus* spp.) und ist auf Altholzbestände (über 150 Jahre) mit einem erheblichen Anteil absterbender oder morscher Bäume, vor allem Stümpfe (Durchmesser über 40 cm) angewiesen (z. B. KLAUSNITZER 1995, BRECHTEL & KOSTENBADER 2002). Die deutliche Bevorzugung von Eichen als Nahrungssubstrat der Larven wird von TOCHTERMANN (1992) mit der besonderen Nahrungsqualität (Myoinosit könnte dabei eine wichtige Rolle spielen) dieser Baumgattung begründet. Zusätzlich sind jedoch auch viele weitere, wesentlich seltener genutzte Brutbäume der „latent polyphagen“ Art bekannt. KLAUSNITZER (1995) nennt Roskastanie (*Aesculus*), Erle (*Alnus*), Hainbuche (*Carpinus*), Kirsche (*Cerasus*, *Prunus*), Buche (*Fagus*), Esche (*Fraxinus*), Walnuss (*Juglans*), Apfel (*Malus*), Maulbeere (*Morus*), Pappel (*Populus*), *Prunus*, Birne (*Pyrus*), Weide (*Salix*), Linde (*Tilia*), Ulme (*Ulmus*) und mit Fichte (*Picea*) und Kiefer (*Pinus*) sogar Nadelbäume. Ungewöhnliche Bruthölzer aus Österreich nennen beispielsweise FRANZ (1974) mit einem Fund aus einem Ahornstrunk oder SCHWEIGER (1974) aus Obstbäumen in den Gärten Wiens, aus denen lediglich kümmerformen hervorgehen. Neben großen Wurzelstöcken und alten Stümpfen erfolgt die Entwicklung ausnahmsweise sogar in Palisadenhölzern (Kiefer), Pfosten (Eiche), Grubenholz (Eiche), Eisenbahnschwellen (Eiche und Buche), in Flachsabfällen (*Linum usitatissimum*), Sägemehlhaufen, Komposthaufen und Mistbeeten (BRECHTEL & KOSTENBADER 2002, HORION 1958, SCHAFFRATH 1994, SPRECHER-UEBERSAX 2001, TOCHTERMANN 1987).

Für die Besiedlungsfähigkeit der Larven spielen Verrottungszustand des Holzes sowie Feuchtigkeits- und Lichtverhältnisse die entscheidende Rolle. Beispielsweise werden im Bestand befindliche, schattig stehende Strünke nahezu nie vom Hirschkäfer genutzt. Äußerlich sind besiedelte von unbesiedelten Strünken oft nicht zu differenzieren, unterscheiden sich jedoch in ihrer mikrobiologischen und chemischen Zusammensetzung (SPRECHER-UEBERSAX 2001). Das Holz muss ein für die Larven geeignetes Pilz- und Säuremilieu aufweisen, wobei Rotfäulepilze für die Zerlegung der Kohlehydrate zuständig sind, während Weißfäulepilze Lignin, Zellulose und Hemizellulose abbauen. LUCE (1996) weist in diesem Zusammenhang auf die bedeutende Rolle des Hirschkäfers im Abbau und der Dekompostierung von Strünken und Wurzeln ver-

schiedener abgestorbener Laubhölzer hin. Allerdings stellt ein Großteil der aus der Waldbewirtschaftung resultierenden Eichenstümpfe nach TOCHTERMANN (1992) untaugliche Entwicklungslebensräume für den Hirschkäfer dar. Seine Vermutung stützt sich auf die Tatsache, dass ein Großteil der Eichen im Winter gefällt wird, und die im Frühjahr aus den Wurzeldepots nachgelieferten Gerbsäuren und Mineralstoffe den Kern des Stumpfes gegenüber dem Abbau durch Eichenrot- und Weissfäulepilze weitestgehend konservieren.

44.1.5 Populationsökologie

Angaben zur Siedlungsdichte von Hirschkäferpopulationen liegen kaum vor. Im Raum Basel untersuchte Populationen wurden auf je unter 100 Tiere und damit auf längere Sicht nicht überlebensfähig geschätzt. Daten stammen auch aus Ungarn, wo TOCHTERMANN (1992) – ohne die Methoden seiner Erkenntnisse zu nennen – in einem naturnahen Eichen-Mischwald 600 Hirschkäferindividuen pro km² schätzte. Bei einem Männchen-Weibchen Verhältnis von etwa 3:1 kamen 100 Weibchen mit durchschnittlich je 13 Eiern zur Eiablage, aus denen sich nahezu die Hälfte bis zur Imago weiterentwickelte. Andere Angaben beschränken sich darauf, Rekordwerte zur Besiedlung einzelner Baumstümpfe von mehr als 1000 Larven (GRÜTZNER 1924, MARTIN 1993) oder den Besuch von Rammelbäumen durch mehr als 100 Individuen zu nennen (TIPPMANN 1954). Bekannt sind außerdem – etwa alle 6 Jahre – rhythmisch auftretende sog. „Hirschkäferjahre“ in denen es fortpflanzungs-, nahrungs- und witterungsbedingt zu deutlich höheren Populationsdichten des Hirschkäfers kommt (z. B. MÜLLER 2001).

Lucanus cervus ist hinsichtlich seiner Populationsdynamik als Mischtyp zwischen K- und r-Strategie zu bezeichnen. Besonders geeignete Brutbiochore können einige Generationen beinhalten und viele Jahre hindurch nutzbar bleiben (z. B. ALLENSPACH 1970). Hirschkäfer sind zwar einigermaßen ortstreu, können durch die gut ausgeprägte Flugfähigkeit jedoch auch neu geeignete Lebensräume erschließen. Hinsichtlich der Besiedlungsfähigkeit und des genetischen Austausches interessant sind Beobachtungen zu Massen-Migrationen (z. B. MAMONOV 1991). Obgleich dieses Phänomen unter den momentanen, geringen Populationsgrößen wohl nicht ausgelöst wird, ist es ein bedeutender Teil der Biologie des Hirschkäfers (LUCE 1996).

Angaben zum Geschlechterverhältnis sind ob der unterschiedlichen Lebensweise und Beobachtbar- bzw. Fängigkeit problematisch. SPRECHER-UEBERSAX (2001) untersuchte Sammlungsbelege von in der Nordschweiz gesammelten Hirschkäfern und dokumentierte unter 313 Individuen 211 Männchen, während sie unter Freilandbedingungen von einem Verhältnis von 8:1 zu Gunsten der Männchen spricht. KÜHNEL & NEUMANN (1981) nennen hingegen ein Verhältnis von 4:1 Männchen gegenüber Weibchen. TOCHTERMANN (1992) liefert detailliertere Daten, wonach sich das Verhältnis zu Beginn der Aktivitätsphase von 4-3:1, über 1,5-1:1 bis auf 0,7-0,5:1 in der letzten Imaginalwoche zu Gunsten der langlebigeren Weibchen verschiebt. Letzterer Aspekt geht auch aus den vorliegenden Daten hervor (SCHUH mündl. Mitt.), wonach im Osten Österreichs im Spätsommer fast nur noch Weibchen gefunden werden.

Als Prädatoren des Hirschkäfers spielen Vögel eine wichtige Rolle. Besonders häufig werden Spechte, Eulen und Krähen sowie Eichelhäher und Turmfalke genannt (z. B. CÜRTEN 1971, KLETECKA & PRISADA 1993, SCHAFFRATH 1994, TIPPMANN 1954). Da Männchen bei Angriffen in Verteidigungshaltung gehen um sich mit Hilfe ihrer großen Mandibeln zu wehren, lassen sich die von den Männchen geschützten Weibchen einfach fallen und werden daher wesentlich seltener erbeutet (BRECHTEL & KOSTENBADER 2001). Dieser Umstand wird durch das deutliche Überwiegen männlicher Hirschkäferreste, die offensichtlich auf Vogelprädation zurückgehen, an der Basis von Bäumen bestätigt. Auch Säugetiere sind bedeutende Gegenspieler des Hirschkäfers. Hirschkäferlarven fallen häufig Wildschweinen zum Opfer, die die Umgebung der Brutbäume durchwühlen (KALZ 1987). Neben weiteren Arten wie Fuchs, Dachs, Eichhörnchen und Maulwurf werden auch Spitzmäuse genannt (z. B. NÜSSLER 1967, GRÜTZNER 1924, KÜHNEL & NEUMANN 1981). Nach TOCHTERMANN (1992) sollen letztere Hirschkäferlarven allerdings nur anbeißen, da der hohe Gehalt an toxischer Gerbsäure sie

vor weiterem Verzehr abhält. Ab dem L₂ Stadium überlebten die Larven diese Verletzungen. Unter den Insekten sind Ameisen sowie verschiedene Larven syntoper Hirschkäfer- (z. B. *Dorcus parallelepipedus*), Schnellkäfer- (z. B. *Lacon punctatus* (Herbst)) und Bockkäferlarven (z. B. *Prionus coriarius*) als Prädatoren, letztere aber auch als Nahrungskonkurrenten relevant (GRÜTZNER 1924, KALZ 1987). Sogar konkurrierende Männchen können im Zuge der Rivalenkämpfe zu einem nach TIPPMANN (1954) nicht unbedeutlichen Mortalitätsfaktor werden. Nicht unerwähnt sollen die mit dem Betrieb von Straßen (NÜSSLER 1967, MORITZ mündl. Mitt., eigene Beobachtungen) und der anziehenden Wirkung von Lichtquellen (ADLBAUER 1993) einhergehenden anthropogenen Gefährdungsmomente des Hirschkäfer bleiben, da diese mitunter zu hohen Ausfällen führen.

44.1.6 Verbreitung und Bestand

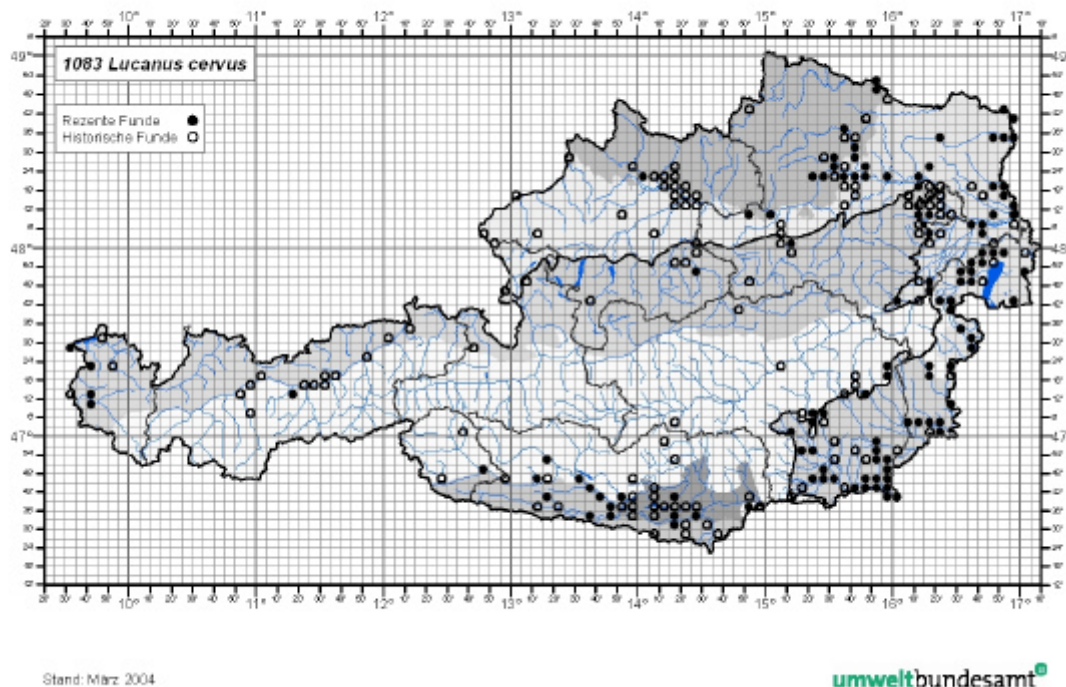
Gesamtverbreitung: *Lucanus cervus* ist ein westpaläarktisches Element, dessen Verbreitung (unter Inkludierung der vielen beschriebenen geografischen Rassen, wie *L. cervus syriacus* Planet) von Portugal im Südwesten, Mittelengland und Südschweden im Norden bis in den Südosten Russlands reicht (KLAUSNITZER 1995, LUCE 1996).

Europa: Innerhalb der EU 15 sind bzw. waren Vorkommen aus nahezu allen Teilnehmerstaaten (atlantische, alpine, boreale, kontinentale und mediterrane biogeografische Region) bekannt. Lediglich in Irland wurde *Lucanus cervus* nie nachgewiesen und in Dänemark gilt der Hirschkäfer inzwischen als ausgestorben (LUCE 1996).

Österreich: In Österreich ist der Hirschkäfer aus allen Bundesländern bekannt. Während der letzte salzburgische Nachweis jedoch bereits mehr als 200 Jahre zurückliegt (GEISER 2001), sind aus allen anderen Teilen aktuelle Funde bekannt. Generell scheinen sich im Verlauf des letzten Jahrhunderts ebenso wie in der Schweiz (ALLENSPACH 1970) zwar die Populationsgrößen deutlich rückläufig entwickelt, jedoch keine größeren Arealregressionen stattgefunden zu haben. Während der Hirschkäfer nur lokal in die Gebirgstäler vordringt, ist er im Flach- und Hügelland Ostösterreichs weit verbreitet und stellenweise, wie in den Donauauen, dem Wienerwald oder dem Leithagebirge, durchaus relativ häufig (z. B. FRANZ 1974).

Die Höhenverbreitung von *Lucanus cervus* korreliert gut mit der Verbreitung der Eichen in Österreich. So steigt die Art aus den tiefsten Lagen rund um den Neusiedlersee ausnahmsweise bis in Höhen knapp über 1000 m (z. B. Strassen bei Lienz, schriftl. Mitt. KOFLER).

Anmerkung zur Verbreitungskarte: Die Kenntnisse zur Verbreitung des Hirschkäfers in Österreich sind unter Berücksichtigung des hohen Bekanntheitsgrades der Art vergleichsweise schlecht. Das Problem liegt vor allem darin, dass ältere Daten nur ungenügend vorliegen, zumal Funde der – früher allgemein als häufig erachteten – Art entweder nicht oder kaum mit genaueren Daten versehen publiziert wurden. Das Beispiel aus Kärnten, wo die Art heute ausgesprochen selten ist, zu Beginn des 20. Jahrhunderts jedoch als "überall mehr oder minder zahlreich" angegeben wurde (HOLDHAUS & PROSSEN 1901: 96), zeigt diesen Umstand ganz gut. Außerdem interessierten sich bis vor kurzem überwiegend Käfersammler ohne wissenschaftlichem Hintergrund für die Art. Die Käfer wurden und werden ob ihrer Größe und Attraktivität häufig und in größerer Zahl beobachtet und gefangen, doch nur selten mit Fundortetiketten versehen und noch seltener gelangen Daten – nicht zuletzt aufgrund der Illegalität der Aufsammlungen – an die Öffentlichkeit.



44.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: In Österreich wird der Hirschkäfer als potenziell gefährdete Art geführt (ZELENKA 1994), auf überregionaler Ebene herrschen jedoch sehr große Unterschiede. Sind die Populationen in Ostösterreich z. T. ungefährdet, so kommt den kümmerlichen Restbeständen in den westlichen Bundesländern bereits ein hohes Aussterberisiko zu.

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie.

Gefährdungsursachen: Das Angebot an Bäumen in einem für den Hirschkäfer nutzbaren Alters- und Destruktionszustand ist durch die Praktiken der modernen Waldwirtschaft mit Begünstigung schnellwüchsiger Arten, flächenhafter Nutzung, der Festlegung kürzerer Umtriebszeiten und waldhygienischen Maßnahmen wesentlich geringer geworden. Vor allem großdimensionierte, morsche Eichenstümpfe sind heute zunehmend eine Rarität und zählen zu den ausgesprochenen Mangelbiotopen (BRECHTEL & KOSTENBADER 2002). Der Verlust geeigneter Brutstätten kann infolge der geringen Ausbreitungsfähigkeit nur schwer ausgeglichen werden, was zur Verinselung von Vorkommen führt und die Aussterbewahrscheinlichkeit auf lokaler bis regionaler Ebene erhöht.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Schutzmaßnahmen für den Hirschkäfer werden von zahlreichen Autoren abgehandelt (z. B. TOCHTERMANN 1987, 1992, BRECHTEL & KOSTENBADER 2002, SPRECHER-UEBERSAX 2001). Mit dem Überziel möglichst viele überlebensfähige Populationen zu erhalten, gilt es, die entscheidenden Mangelfaktoren nicht nur in ausgewählten Naturwaldreservaten sondern zunehmend auch in möglichst vielen Wirtschaftswäldern zu fördern. Besonderes Augenmerk sollte auf der Förderung und Entwicklung der Larval-Entwicklungsbiotope (morsche Baumstrünke) und der Nahrungs-Biochore (Saffflüsse) liegen. Dies bedeutet gewöhnlich keinen großen Managementaufwand, jedoch den Bedarf, einen beträchtlichen Anteil alter Eichen dem natürlichen Alterungsprozess zu überlassen. Als Minimalrequisiten einer lokalen Hirschkäferpopulation werden von

TOCHTERMANN (1992) 5 ha Alteichenbestand mit 150-250jährigen Bäumen oder Einzelbäume (im Abstand von 50-100 m) auf einer hundertfach größeren Fläche, mehrere naturfaule Stöcke bzw. Bäume mit Durchmessern über 40 cm sowie mehrere Bäume mit natürlichem und anhaltenden Saftfluss angegeben. (Zumindest) um kurzfristige Erfolge zu erzielen, wird die Anlage von 3-5 m³ großen „Mulmmeilern“ als künstliche Hirschkäfer-Entwicklungsorte propagiert. Das sog. Spessartmodell sieht vor, dicke, angefaulte Eichenstammteile in eine 30-50 cm tiefe Grube einzusetzen und mit Eichen-Sägemehl zu verfüllen. Die Anlage derartiger „Hirschkäferwiegen“ sollte in lichten Alteichenbeständen an südostexponierten, gut drainierten Hängen erfolgen. Um gute Erfolge zu gewährleisten, müssen die im Abstand von 1-2 km anzubringenden Meiler gegenüber Schwarzwild, Dachs und Spechten geschützt werden. Nach erfolgreicher 5-jähriger Praxis ist dieses Konzept von TOCHTERMANN (1987, 1992) inzwischen in zahlreichen Eichenforstämtern in Deutschland aber auch in anderen Regionen in Verwendung (z. B. SPRECHER-UEBERSAX 2002). SPRECHER-UEBERSAX (2001) schlägt außerdem vor, Eichenstrünke auf ihrer sonnenabgewandten Seite mit gehäckseltem Astholz zu verhüllen um optimale Bedingungen für die Larvalentwicklung zu bieten.

44.1.8 Verantwortung

In einzelnen Ländern der EU 15 (Spanien, Frankreich, Italien) stellt der Hirschkäfer noch sehr gute Bestände (TOCHTERMANN 1992). Die Verantwortung Österreichs zum Erhalt der Art kann daher nicht so hoch eingestuft werden, wie etwa für die arealweit vom Aussterben bedrohten *Limoniscus violaceus* und *Buprestis splendens*. Berücksichtigt man jedoch die spezifische geografische Lage Österreichs, so kommt den an inneralpine Regionen adaptierten Formen besondere Bedeutung im Sinne der Erhaltung eines möglichst umfangreichen Genpools der Art zu. Vor allem auch deshalb, da die Populationen in bzw. am Rande der Alpen stark rückläufig oder bereits verschwunden sind (vgl. z. B. GEISER 2001).

44.1.9 Kartierung

Für die sehr populäre Käferart sind erste grobe Daten zum lokalen Vorkommen aus Umfragen ermittelbar (z. B. SCHAFFRATH 1997). Dabei können Förster, Jäger oder Naturinteressierte gezielt befragt werden, während Informationen aus der Bevölkerung nur mit Vorsicht aufgenommen werden sollten, da immer wieder Verwechslungen mit anderen großen Käferarten vorkommen.

Kartierungen des Hirschkäfers gestalten sich aufgrund seiner Lebensweise relativ aufwendig. Die parallele Anwendung mehrere Methoden scheint am erfolgversprechendsten. An Waldrändern ist der Lebendfang mit Köderfallen (10 l Kübel mit eingesetztem Köderbecher befüllt mit Früchtecocktail) möglich und an der Basis einzelstehender Bäumen finden sich in einigermaßen dicht besiedelten Populationen regelmäßig tote Individuen oder charakteristische Chitinreste (z. B. KLAUSNITZER 1995, Beobachtungen ÖKOTEAM). Schwierig bzw. nur selten erfolgreich sind hingegen Sichtbeobachtungen schwärmender Männchen, da diese nur an sehr wenigen Abenden im Jahr aktiv sind. Auch die Anlockung durch Licht (z. B. ADLBAUER 1993), die Suche Nahrung leckender Individuen an Saftflüssen (z. B. SCHEERPELTZ 1954) sowie die Beobachtung eierlegender Weibchen oder schlüpfender Jungkäfer (MÜLLER 2001) führt nur ausnahmsweise bzw. in guten Populationen zum Erfolg. Die Suche nach Larven sollte aufgrund der zerstörerischen Wirkung auf den Choriotop nur in Ausnahmefällen angewendet werden. Dass Abstimmungen mit anderen Kartierern wichtige Daten liefern können, zeigten die Erhebungen im „Natura 2000-Gebiet Steirische Grenzmuir mit Gamlitzbach und Gnasbach“, wo zahlreiche Käfer in Japannetzen, die zum Fang von Fledermäusen installiert waren, gefangen wurden (Beobachtungen ÖKOTEAM).

Zur Nachvollziehbarkeit und Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, Rammelbäume, lebende Tiere etc.) und Chitinreste aufgesammelt und aufbewahrt werden. Die Lokali-

sierung der Fundstellen muss möglichst präzise (z. B. als Eintrag auf einem Luftbild oder mit Hilfe eines GPS-Gerätes) erfolgen.

44.1.10 Wissenslücken

Verbreitung und Ökologie des Hirschkäfers in Österreich sind ausreichend bekannt. Wissenslücken bestehen jedoch zu zahlreichen biologischen Themenkreisen. Von besonderem Interesse wären Lösungen zu Management-relevanten Problemen wie die Auswirkungen unterschiedlicher Eichennutzungen (Zeitpunkt der Stammentnahme, Stubbenhöhe etc.) auf die Nahrungsqualität während der Larvalentwicklung sowie der notwendigen Konnektivität zwischen Entwicklungs- und Nahrungslebensraum in der Kulturlandschaft.

Die zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf nationaler Ebene notwendige Rote Liste-Einstufung ist aktualisierungsbedürftig.

44.1.11 Literatur und Quellen

Zitierte Literatur

- ADLBAUER, K. (1993): Holzbewohnende Käfer Liechtensteins - Fam. Lucanidae, Scarabaeidae und Buprestidae (Coleoptera). Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg 20: 163-179.
- ALLENSPACH, V. (1970): Insecta Helvetica Catalogus: Coleoptera, Scarabaeidae, Lucanidae. Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Zürich. 186 pp.
- BESSONAT, G. (1983): Observations sur les *Lucanus cervus* des environs de Riez (Alpes-de-Haute-Provence). L'Entomologiste 39: 77-80.
- BRECHTEL, F. & KOSTENBADER, H. (2002): Die Pracht- und Hirschkäfer Baden-Württembergs. Ulmer Verlag, Stuttgart. 632 pp.
- CÜRTEW, W. (1936): Vom Hirschkäfer. Natur und Volk 66: 635-643.
- DALLA TORRE, K. W. (1879): Die Käferfauna von Oberösterreich. Systematisches Verzeichnis der in Oberösterreich bisher beobachteten Käfer. Jahresbericht für Naturkunde in Österreich ob der Linz zu Enns 10. 125 pp.
- FRANZ, H. (1974): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band IV, Coleoptera 2. Wagner Innsbruck. 707 pp.
- GEISER, E. (2001): Die Käfer des Landes Salzburg. Faunistische Bestandserfassung und tiergeographische Interpretation. Monographs on Coleoptera 2. 706 pp.
- GRÜTZNER, H. (1924): Zur Biologie des Hirschkäfers (*Lucanus cervus* L.). Entomologisches Jahrbuch 33: 130-133.
- HARTMANN, K. & SPRECHER-UEBERSAX, E. (1990): Ein Beitrag zur Insektenfauna des Arlesheimer Waldes, unter besonderer Berücksichtigung der holzbewohnenden Käfer. Tätigkeitsberichte Naturforschende Gesellschaft Baselland 36: 75-124.
- HEPP, A. (1932): *Lucanus cervus* L. (*armiger* Herbst). Entomologische Blätter 28: 134-136.
- HOLDHAUS, K. & PROSSEN, T. (1901): Verzeichnis der bisher in Kärnten beobachteten Käfer. Carinthia II 91/11: 56-63, 92-106.
- HOLZER, E. & FRIESS, T. (2001): Bestandsanalyse und Schutzmaßnahmen für die EU-geschützten Käferarten *Cucujus cinnaberinus* Scop., *Osmoderma eremita* Scop., *Lucanus cervus* (L.) und *Cerambyx cerdo* L. (Insecta, Coleoptera) im Natura 2000-Gebiet Feistritzklamm/Herberstein (Steiermark, Österreich). Entomologica Austriaca 1: 11-14.
- HORION, A. (1958): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band VI: Lamellicornia. - Verlag Feyel, Überlingen. 343 pp.
- JACOBS, W & RENNER, M. (1988): Biologie und Ökologie der Insekten. Fischer, Stuttgart. 690 pp.

- KALZ, H. (1987): Zum Vorkommen der Hirschkäfer in der nordwestlichen Niederlausitz. Biologische Studien Lukau 16: 33-34.
- KLAUSNITZER, B. & KRELL, F. T. (1996): Lucanidae. In KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 3. Band: Polyphaga Teil 2. Goecke & Evers, Krefeld. 15-27.
- KLAUSNITZER, B. (1995). Die Hirschkäfer. Neue Brehm Bücherei 551. 109 pp.
- KLETECKA, Z. & PRISADA, I. A. (1993): Beetles in the food of the tawny owl, *Strix aluco* (L.) in the Kharkov Region (Ukraine). Spixiana 16: 227-232.
- KLIMSCH, E. (1899): Die Käferwelt der Umgebung Klagenfurts, besonders jene der Sattnitz. Carinthia II 89/9: 5-21, 242-247.
- KRENN, H. W., PERNSTICH, A., MESSNER, T., HANNAPPEL, U. & PAULUS, H. F. (2002): Kirschen als Nahrung des männlichen Hirschkäfers, *Lucanus cervus* (Linnaeus 1758) (Lucanidae: Coleoptera). Entomologische Zeitschrift 112: 165-170.
- KÜHNEL, H. & NEUMANN, V. (1981): Die Lebensweise des Hirschkäfers (*Lucanus cervus* L.). Naturschutzarbeit Halle-Magdeburg 18: 7-14.
- LUCE, J.-M. (1996): *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758). In HELSDINGEN, P. J. van, WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Nature and Environment 79: 53-58.
- MAMONOV, G. (1991): The great european stag beetle. Its past and ist future. The Bulletin of the Amateur Entomologist's Society 50: 157-163.
- MARTIN, O. (1993): Fredede insekter i Danmark. Entomologiske Meddelelser 61: 61-76.
- MAUERHOFER, A. & HOLZER, E. (1980): Käfer des Zetzgebietes. Veröffentlichungen der Forschungsstätte Raabklamm 12. 62 pp.
- MÜLLER, T. (2001): Hirschkäfer (*Lucanus cervus*). In FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 42: 306-310.
- NÜSSLER, H. (1967): Unser Hirschkäfer und seine Verbreitung ins Sachsen. Naturschutzarbeit und naturkundliche Heimatforschung in Sachsen 9: 76-83.
- PAULUS, H. F. (1969): Die Mutation scapulodonta des Hirschkäfers *Lucanus cervus* L. (Col., Lucanidae) jetzt auch in Wien? Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft österreichischer Entomologen 21: 61-62.
- PERSOHN, M. (2001): Lieber klein und zackig, als groß und... oder... eine kleine Kalendergeschichte über unseren *Lucanus cervus* Linne! Mitteilungen des Entomologischen Vereins Stuttgart 36: 62.
- SCHAFFRATH, U. (1994): Beitrag zur Kenntnis der Blatthorn- und Hirschkäfer (Col.: Trogidae, Geotrupidae, Scarabaeidae, Lucanidae) in Nordhessen. Philippia 7: 1-60.
- SCHAFFRATH, U. (1997): Beitrag zur Kenntnis der Blatthorn- und Hirschkäfer (Col.: Trogidae, Geotrupidae, Scarabaeidae, Lucanidae) in Nordhessen. Philippia 8: 121-130.
- SCHEERPELTZ, O. (1954): Eine einfache Methode für alle an ausfließendem Baumsaft zu findende Insekten. Aus der Schule des Käfersammlers 43. Koleopterologische Rundschau 32: 97-99.
- SCHERF, H. (1985): Beitrag zur Kenntnis der Familie Lucanidae (Coleoptera) im Vogelsberg, ihrer Bionomie und Ökologie. Beiträge zur Naturkunde Osthessen 21: 175-188.
- SCHWEIGER, H. (1972): Die Tierwelt des Waldes im Wechsel der Jahreszeiten. In STARMÜHLNER, F. & EHRENDORFER, F. (Hrsg.): Naturgeschichte Wiens Bd. II. 199-220.
- SCHWEIGER, H. (1974): Die Tierwelt der Felder und des Gartenlandes. In STARMÜHLNER, F. & EHRENDORFER, F. (Hrsg.): Naturgeschichte Wiens Bd. IV. 122-156.

- SPRECHER-UEBERSAX, E. (2001): Studien zur Biologie und Phänologie des Hirschkäfers im Raum Basel mit Empfehlungen von Schutzmaßnahmen zur Erhaltung und Förderung des Bestandes in der Region. Dissertation, Basel. 196 pp.
- SPRECHER-UEBERSAX, E. (2002): Lebensraum Totholz. Hirschkäfer lieben es morsch. Wald und Holz 2: 30-31.
- SPRECHER-UEBERSAX, E. & DURRER, H. (1998a): Untersuchungen zum Stridulationsverhalten der Hirschkäfer-Larven (*Lucanus cervus* L.) (Coleoptera: Lucanidae). Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 71: 471-479.
- SPRECHER-UEBERSAX, E. & DURRER, H. (1998b): Über das Vorkommen des Hirschkäfers (*Lucanus cervus* L.) in der Region Basel (Coleoptera). Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel 48: 142-166.
- SPRECHER-UEBERSAX, E. & DURRER, H. (2001a): Verhaltensstudien beim Hirschkäfer mittels Telemetrie und Videoaufzeichnungen (Coleoptera, *Lucanus cervus* L.). Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaften beider Basel 5: 161-182.
- SPRECHER-UEBERSAX, E. & DURRER, H. (2001b): Beobachtungen zur Nahrungswahl des Hirschkäfers (*Lucanus cervus* L.) (Coleoptera). Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel 51: 2-11.
- TIPPMANN, F. F. (1954): Neues aus dem Leben des Hirschkäfers. Ein Beitrag zur Bedeutung der geweihähnlichen Mandibeln des Männchens. Entomologische Blätter 50: 175-183.
- TOCHTERMANN, E. (1987): Modell zur Artenerhaltung der Lucanidae. Allgemeine Forstzeitschrift 47: 183-184.
- TOCHTERMANN, E. (1992): Das „Spessartmodell“ heute: Neue biologische Fakten und Problematik der Hirschkäferförderung. Allgemeine Forstzeitschrift 6: 308-311.
- WEINREICH, E. (1963): *Lucanus cervus* forma *scapulodonta*, eine auffallende Mutation unseres Hirschkäfers. Entomologische Zeitschrift 73: 29-33.
- ZELENKA, W. (1994): Rote Liste der Lucanidae (Hirschkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie. 131.

Zusätzliche Fundort-Literatur

- FISCHER, I., PAAR, M & WEBER, E. (1994): Landschaftsinventar Burgenland. UBA Monographien 46, 167 pp.
- GOBANZ, J. (1855): Zur Coleopterenfauna der Steiner-Alpen und des Vellach-Thales. Verhandlungen der k.k. zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien 5: 733-754.
- HEISS, E. (1971): Nachtrag zur Käferfauna Nordtirols. Veröffentlichungen der Universität Innsbruck, Alpin-Biologische Studien 67. 178 pp.
- HOLZER, E. (1999): Erstnachweise und Wiederfunde für die Käferfauna der Steiermark (IV). Joanea – Zoologie 1: 49-59.
- KIEFER, H. & MOOSBRUGGER (1942): Beitrag zur Coleopterenfauna des steirischen Ennstales und der angrenzenden Gebiete. Mitteilungen der Münchner Entomologischen Gesellschaft 32: 486-536.
- KLIMSCH, E. (1903): Die Käfer des oberen Metnitztales. Carinthia II 93/13: 67-86.
- KODERMANN C. (1865): Die Käfer der St. Lamprechter Gegend in Obersteiermark. Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark, 3: 89-123.
- KOFLER, A. & MILDNER, P. (1986): VII. Nachtrag zum Verzeichnis der bisher in Kärnten beobachteten Käfer. Carinthia II 176/96: 203-230.
- KOFLER, A. (1970): Zur Verbreitung geschützter Tiere in Tirol, Teil 2. Osttiroler Heimatblätter 38.
- LATZEL, R. (1876): Beiträge zur Fauna Kärntens. Jahrbuch des naturhistorischen Landesmuseums von Kärnten 25: 91-124.

- LIEGEL, E. (1886): Verzeichnis der in den Jahren 1881-1885 bei Feldkirchen und Gnesau beobachteten Coleopteren. Jahrbuch des naturhistorischen Landesmuseums von Kärnten 35: 1-43.
- MARTINEK, J. (1875): Erstes Verzeichnis der in der Umgebung von Radkersburg gesammelten und beobachteten Samenpflanzen, Käfer und Schmetterlinge. Jahresbericht der steiermärkischen Landes-Bürgerschule in Radkersburg 4-5: 32-47.
- MAUERHOFER, A. (1977): Weitere Käferfunde aus dem Bezirk Weiz (Steiermark): Oedemeridae, Pythidae, Pyrochroidae, Anthicidae, Meloidae, Rhipiphoridae, Serropalpidae, Lagriidae, Alleculidae, Tenebrionidae, Scarabaeidae und Lucanidae. Berichte der Arbeitsgemeinschaft für Ökologische Entomologie in Graz 8: 15-21.
- MILDNER, P. (1982): Zur Verbreitung von Wirbellosen (Evertebrata) in Kärnten. Schriftenreihe für Raumforschung und Raumplanung 24, 61 pp + Abbildungen.
- MITTER, H. (2000): Die Käferfauna Oberösterreichs (Coleoptera: Heteromera und Lamellicornia). Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 8: 3-192.
- MITTER, H. (2001): Bestandsanalyse und Ökologie der nach FFH-Richtlinie geschützten Käfer in Oberösterreich (Insecta, Coleoptera). Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 10: 439-448.
- MÜLLER, A. J. (1912): Verzeichnis der Käfer Vorarlbergs. Jahresbericht des Landesmuseumsvereins für Vorarlberg 48. 203 pp.
- PACHER, D. (1865): Die Käferfauna des deutschen Gailthals, verglichen mit der des Rosenthales, Vel-lachthales und der Steiner Alpen. Jahrbuch des naturhistorischen Landesmuseums von Kärnten 14: 103-162.
- PITTIONI, E. (1943): Die Käfer von Niederdonau: Die Curti-Sammlung im Museum des Reichsgaues Niederdonau. I-III. Verlag Kühne, Wien-Leipzig. 189 pp.
- SAMPL, H. (1976): Die Natur Kärntens. Verlag Heyn, Klagenfurt. 352 pp.
- SCHASCHL, J. (1854): Die Coleoptera der Umgebungen von Ferlach. Jahrbuch des naturhistorischen Landesmuseums von Kärnten 3: 89-144+Anhang.
- SCHMÖLZER, K. (1988/89): Beitrag zur Kenntnis der Käferfauna des Eichkogels (NÖ). Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Abteilung I 197: 223-286.
- STARK, W. (1975): Bemerkenswerte Insektenfunde im Stadtgebiet von Graz. Berichte der Arbeitsgemeinschaft für Ökologische Entomologie 5: 164-169.
- WERNER, F. (1927): Zur Kenntnis der Fauna einer xerothermischen Lokalität in Niederösterreich (Unteres Kamptal). Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 9: 1-96.
- WERNER, F. (1934): Beiträge zur Kenntnis der Tierwelt von Ost-Tirol II. Teil. Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum 13: 357-388.
- WERNER, F. (1936): Beiträge zur Kenntnis der Tierwelt der Umgebung von Hermagor. Carinthia II 126./46.: 38-47.
- WÖRNDLE, A. (1950): Die Käfer von Nordtirol. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 388 pp.
- ZABRANSKY, P. (1998): Der Lainzer Tiergarten als Refugium für gefährdete xylobionte Käfer (Coleoptera). Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen 50: 95-118.

Quellen unpublizierter Funde

Naturhistorisches Museum Wien, Landesmuseum Eisenstadt, Landesmuseum Kärnten, Landesmuseum Joanneum

Auf Anfrage wurden dankenswerter Weise von nachfolgend genannten Kollegen und Naturinteressierten Daten in schriftlicher oder mündlicher Form weitergegeben:

ADLBAUER, K., AISTLEITNER, U., ANGERER, H., BENSE, U., CATE, P., EGGER, G., FOCHTMAN, M., DEPISCH, B., FRANK, J., FRIEDRICH, C., FRIESS, T., FRANZ, W., FRITZ, J., GAILBERGER, W., GEPP, J., GILLMANN, J., HÖLLRIEGL, R., HOLZER, E., HORAK, P.,

KAISER, H., KOFLER, A., KOMPOSCH, B., KOMPOSCH, C., KOPF, T., KRIFTNER, M., KUCHER, T., KUCMIZ, L., LEBENBAUER, T., LEGORSKY, F., MAIER, H., MAIRHUBER, C., MILDNER, P., MORITZ, K., NATMESSNIG, I., PENNERSTORFER, J., PERSONN, M., PLEYER, M., PROBST, J., PROKSCH, M., PROSCHEK, M., RABITSCH, W., RASSE, F., RAUSCH, H., RESSL, F., ROPPEL, J., SACHSLEHNER, L., STRUSKA, R., SCHEDL, H., SCHIEGL, R., SCHMÖLZER, K., SCHUH, R., STEINER, S., TRUMMER, M., WETSCHNIG, W., WIESER, B., WIESER, C., VÖLKL, H., ZIMMERMANN, A., SCHMÖLZER, K., ZEDROSSER, B.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz), www.biologiezentrum.at/biowww/de/zobo

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Karl ADLBAUER, Landesmuseum Joanneum, Zoologie (Graz)

Erwin HOLZER (Anger)

Mag. Wolfgang PAILL, Ökoteam – Institut für Faunistik und Tierökologie (Graz)

MSc Josef PENNERSTORFER, Universität für Bodenkultur, Institut für Forstentomologie (Wien)

Prof. Dr. Hannes PAULUS, Universität Wien, Institut für Zoologie

Wilhelm ZELENKA (Wien)

44.2 Indikatoren und Schwellenwerte

44.2.1 Indikatoren für die Population (Einzelbestand auf lokaler Ebene)

Die Abgrenzung von Populationen kann aufgrund fehlender Daten nicht fachlich biologischen Grundlagen unterliegen, sondern muss pragmatisch unter gutachterlicher Einschätzung erfolgen. Hierbei können beispielsweise Fichtenforste oder waldfreie Zonen von mehreren Kilometern Ausdehnung als Grenzen zwischen Einzelbeständen auf lokaler Ebene interpretiert werden.

Da Populationsdichten nur mit sehr hohem Untersuchungsaufwand ermittelbar sind, werden als Alternative im Zuge der Bewertung Nachweishäufigkeiten als Ergebnis der Anwendung einigermaßen standardisierbarer Methoden herangezogen.

Habitatindikatoren	A	B	C
Flächengröße	Das Siedlungsgebiet der lokalen Population erstreckt sich über eine Fläche von > 100 ha	Das Siedlungsgebiet der lokalen Population umfasst eine Fläche von 20-100 ha	Das Siedlungsgebiet der lokalen Population umfasst eine Fläche von < 20 ha
Dichte an Entwicklungs-orten	Pro ha durchschnittlich > 10 Alteichen und reichlich stehendes und liegendes Eichen-Totholz (vorzugsweise Stubben und morsche Wurzelstöcke in durchlässigen, nicht staunassen oder überfluteten Böden) in lichter Wald- oder in Randlage vorhanden	Pro ha durchschnittlich 3-10 Alteichen und vereinzelt stehendes und liegendes Eichen-Totholz (vorzugsweise Stubben und morsche Wurzelstöcke in durchlässigen, nicht staunassen oder überfluteten Böden) in lichter Wald- oder in Randlage vorhanden	Pro ha durchschnittlich weniger als 3 Alteichen und kaum stehendes und liegendes Eichen-Totholz (vorzugsweise Stubben und morsche Wurzelstöcke in durchlässigen, nicht staunassen oder überfluteten Böden) in lichter Wald- oder in Randlage vorhanden
Fortbestand	Lebensraum auf absehbare Zeit gesichert bzw. (aus Sicht des Schutzgutes) in positiver Entwicklung	Gefährdung von maximal 20% des Lebensraumes infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar	Gefährdung von > 20% der Brutbäume infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar
Populationsindikatoren	A	B	C
Nachweishäufigkeit aktiver Tiere³⁶	Nachweise von lebenden Tieren an zumindest 2 Bäumen/Lokalitäten im Gebiet	Nachweise von lebenden Tieren an nur einem Baum/einer Lokalität im Gebiet	Kein Nachweis in den vergangenen 6 Jahren
Nachweishäufigkeit von Totfunden³⁷	Nachweise von toten Tieren oder Chitinresten beider Geschlechter	Totfunde oder Chitinreste nur männlicher Tiere	Kein Nachweis toter Tiere oder von Resten in den vergangenen 6 Jahren

44.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Erhaltungszustand der Population(en)

A: zumindest 1 Population im hervorragenden Erhaltungszustand oder zumindest 2 Populationen im guten Erhaltungszustand

B: zumindest 1 Population im guten Erhaltungszustand oder zumindest 3 Populationen im mittel-schlechten Erhaltungszustand, die in absehbarer Zeit durch Maßnahmen miteinander vernetzbar sind

³⁶ Methodik: Während in guten Populationen ausreichende Daten u. U. bereits im Zuge von zwei abendlichen Begehungen zur Beobachtung schwärmender Männchen erhoben werden können, ist anderenorts (z. B. außerhalb der pannonischen Region) der Einsatz von Lebend-Köderfallen an exponierten Stellen (je nach Größe und Qualität des Lebensraumes etwa je 3 Kübel an 3-10 Lokalitäten über einen Zeitraum von zumindest 3 und höchstens 15 Tagen bei dreitäglicher Kontrolle) notwendig. Wenn erforderlich und möglich sollten Fremddaten (gezielte Befragungen von Förstern und Anrainern) einbezogen werden.

³⁷ Methodik: Gezielte Handsuche an der Basis besonders geeigneter Einzelbäume (hierbei sind auch lebende Tiere während Kopula, Nahrungsaufnahme, Schlupf etc. beobachtbar) mit einem Aufwand von ca. 1 Exkursionstag/ha.

C: Population(en) im mittel-schlechten Erhaltungszustand

Anteil besiedelter versus potenziell besiedelbarer Fläche

A: In zumindest gutem Erhaltungszustand besiedelte Fläche nimmt > 20% der verfügbaren Fläche (Wälder in planar-colliner Lage mit potenziell hohem Eichenanteil) ein

B: In zumindest gutem Erhaltungszustand besiedelte Fläche nimmt 5 - 20% der verfügbaren Fläche (Wälder in planar-colliner Lage mit potenziell hohem Eichenanteil) ein

C: In zumindest gutem Erhaltungszustand besiedelte Fläche nimmt < 5% der verfügbaren Fläche (Wälder in planar-colliner Lage mit potenziell hohem Eichenanteil) ein

44.3 Bewertungsanleitung

Voraussetzung für Bewertung: gezielte Nachsuche in den vergangenen 6 Jahren; ansonsten Population bzw. Gebiet nicht beurteilbar.

44.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Der Mittelwert „Bestand“ aus den beiden Bestandsindikatoren (Nachweishäufigkeit aktiver Tiere, Nachweishäufigkeit von Totfunden) wird mit dem Mittelwert „Habitat“ aus den Habitatsindikatoren (Flächengröße, Dichte an Entwicklungsorten) und dem Beeinträchtigungsindikator (Beeinträchtigung/Fortbestand) gemäß nachfolgender Matrix verschnitten.

	„Bestand“			
„Habitat“		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

44.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

	Erhaltungszustand der Population(en)			
Anteil besiedelter Fläche		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

45 1084* OSMODERMA EREMITA (SCOPOLI, 1763)

45.1 Schutzobjektsteckbrief

45.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Juchtenkäfer, Eremit

Synonyme: keine

45.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Scarabaeidae (Blatthornkäfer), Trichiinae

Der systematische Status der Gattung *Osmoderma* innerhalb Europas ist nicht endgültig geklärt. So wurde mit *Osmoderma lassallei* erst vor wenigen Jahren ein neues Taxon aus Griechenland beschrieben (BARAUD & TAUZIN 1991), dessen Areal sich mit der Unterart *septentrionale* von Rumänien über Ungarn bis nach Österreich, Tschechien, Slowakei und ins östliche Deutschland erstreckt (TAUZIN 1994). KRELL (1996) stufte schließlich *lassallei* zur Unterart von *eremita* ab und nennt mit Ebersdorf bei Wien und Zellwinkel in den Karawanken zwei von ihm verifizierte Lokalitäten dieser Form innerhalb Österreichs.

Merkmale: *Osmoderma eremita* ist mit 20-39 mm Körperlänge ein großer Käfer. Als größter Vertreter der Rosenkäfer entspricht er nicht dem typischen Aussehen der meist auffällig gefärbten Vertreter dieser Käferfamilie. Dennoch ist die Art mit ihrer einfärbig braun-schwarzen, leicht metallisch glänzenden Oberseite, den kräftigen Schulterbeulen und der – zumindest im männlichen Geschlecht – kräftigen Halschild-Längsfurche auch für Laien unverwechselbar.

Osmoderma eremita ist auch anhand seiner Larven eindeutig bestimmbar. Diese erreichen Längen von bis zu 75 mm, besitzen kurze, kegelförmige Klauen und charakteristische Borststellungen auf dem 10. Abdominalsegment. Ein mikroskopisches Merkmal am 9. Abdominalsegment erlaubt eine Differenzierung der Geschlechter bereits im Larvalstadium. Sogar die Kotpilzen der Larven sind aufgrund ihrer Länge (bis 9 mm) und Form (4-5 mm breite und 3 mm hohe "Pakete") artcharakteristisch und von Spezialisten bestimmbar (KLAUSNITZER 1996, STEGNER 2002).

45.1.3 Biologie

Die Individualentwicklung von *Osmoderma eremita* vollzieht sich über einen Zeitraum von drei bis vier Jahren (MÜLLER 2001, RANIUS 2001, SCHAFFRATH 2003). Im Zuge der normalerweise im Herbst erfolgenden Verpuppung formt die Letztlarve einen ovalen Kokon. Dabei werden mit Hilfe oraler Drüsensekrete Mulm, Holzmehl und eigene Exkremente verklebt, um als Schutz vor mechanischer Störung und Austrocknung zu dienen. Die Puppe überwintert in einer bis zu 4 cm großen Puppenwiege (STEGNER 2002) und tritt erst im darauffolgenden Frühjahr (Mai bis Juni) die Metamorphose an (TAUZIN 1994). Die Lebensdauer der adulten, normalerweise nicht überwinterten Käfer ist gering, wobei Laboruntersuchungen eine Spanne von 10-20 Tagen bei männlichen und bis über 90 Tagen bei weiblichen Individuen erbrachten (TAUZIN 1994). Abweichende Daten gehen aus einer umfangreichen schwedischen Freilandstudie hervor, wonach in beiden Geschlechtern maximale Lebenszeiten von einem Monat festgestellt werden konnten (RANIUS 2001). Die Aktivität der im Frühjahr schlüpfenden Käfer ist auf den Sommer (Juni bis September) mit einem Maximum zwischen Juli und August beschränkt. Ein Großteil der Tiere verlässt dabei offenbar zeitlebens die Baumhöhle (siehe unten) nicht (RANIUS & HEDIN 2001) und gräbt sich wiederholt im Mulm ein (STEGNER 2002). Funde außerhalb von Baumhöhlen auf der Rinde anbrüchiger Bäume, an Saftflüssen oder auf

Blütenständen (*Leucanthemum*, *Crataegus*, *Viburnum*, *Sambucus*) sind ausgesprochen selten und erfolgten sowohl tagsüber als auch während der Dämmerung und nachts (z. B. BUNALSKI 1999, SCHAFFRATH 2003, RANIUS et al. im Druck). Beobachtungen zur Flugaktivität liegen überwiegend von warmen sonnigen Nachmittagen vor, wobei als Temperaturschwelle ein Minimum von 25°C genannt wird (MÜLLER 2001). Weit seltener wird von Schwärmflügen in den Abendstunden (HORION 1958), nächtlichem Lichtanflug (FRITZ mündl. Mitt., SCHAFFRATH 2003) oder sogar Beifang in Wickler-Pheromonfallen (GEPP mündl. Mitt.) berichtet.

Der selbst für Menschen mehrere Meter riechbare – an Juchtenleder (nomen est omen) erinnernde – Duftstoff des Männchens dient der Anlockung der Weibchen. Dass es sich dabei um dieselbe Komponente (Decalacetone) wie jene, die von Pfirsichen und Marillen abgegeben wird, handelt, wurde erst zuletzt anhand chemischer Analysen festgestellt (LARSSON et al. 2003) und erklärt den bis ins 19. Jahrhundert gebräuchlichen Namen "Aprikosenkäfer" (EISENACH 1883 in SCHAFFRATH 2003). Die Paarung findet im Gegensatz zu anderen Rosenkäferarten nicht auf Blüten, sondern bereits im Inneren der Bäume statt. Die Eiablage erfolgt zwischen Juni und August in 10-40 cm Tiefe im Mulm von Baumhöhlen. Dabei werden 3 mm große Eier abgelegt (PAGEIX 1968). Ihre Anzahl schwankt je nach Angabe zwischen maximal 10 (PAGEIX 1968) und einem Wert zwischen 20 und 80 (MÜLLER 2001). Die Larven schlüpfen etwa einen Monat später und verzehren zunächst ihre Eihüllen (PAGEIX 1968). Später ernähren sie sich ausschließlich von schwarzfaulem Holz, einem Zersetzungsprodukt von bereits vorher abgestorbenem Holz (Kernfäule von Laubbäumen). Beobachtungen zeigen, dass eine systematische Suche nach Holzstückchen erfolgt (SCHAFFRATH 2003) und jene Stücke bevorzugt werden, die noch in geringem Maße von Zellulose und Pilzen aufgeschlossen sind (PAGEIX 1968). Häufig konzentrieren sich die Larven an den Außenrändern der Höhlen und erweitern diese durch ihre Fraßtätigkeiten (HOFFMANN 1939, ADLBAUER 1980). Das schwarzfaule Holz entwickelt sich durch die Anreicherung mit dem Larvenkot schnell zu schwarzem Mulm (STEGNER 2002). Davon können sich im Laufe der Zeit Volumina von mehreren Hundert Litern bilden (SZUJECKI 1987 in STEGNER 2002). Aus forstentomologischer Sicht ist die Tätigkeit der *Osmoderma*-Larven von untergeordneter Bedeutung, da durch ihre spezifischen Nahrungsansprüche keine zusätzliche Schädigung der Bäume durch Fraß oder Pilzausbreitung entsteht (STEGNER 2002). Schließlich kommt aber den in großen Mengen anfallenden Faeces nach dem entgeltigen Zerfall des Baumes wichtige, die Bodenstruktur verbessernde Funktion zu.

Über die Nahrungsaufnahme der adulten Käfer ist wenig bekannt. HOFFMANN (1939) beschreibt die Aufnahme ausfließender Baumsäfte bei amerikanischen Arten der Gattung *Osmoderma* und in Terrarienhaltung frisst der heimische Juchtenkäfer an überreifem Obst (STEGNER 2002, SCHAFFRATH 2003).

Der Juchtenkäfer findet sich mit einer Reihe baumhöhlenbewohnender Organismen vergesellschaftet. RANIUS & NILSSON (1997) stellten beispielsweise fest, dass die Besiedlung von Baumhöhlen wahrscheinlicher war, wenn sie auch Reste von Vogelnestern enthielten, ohne jedoch schlüssige Gründe hierfür nennen zu können. Unter der wirbellosen Begleit- und Nachfolgefauuna finden sich anspruchsvolle und sehr seltene Arten. Hervorzuheben sind Vertreter der Rosenkäfer (z. B. *Protaetia lugubris* (Herbst), *Gnorimus variabilis* (Linnaeus)) und Schnellkäfer (z. B. *Elater ferrugineus* Linnaeus, *Ampedus cardinalis* (Schiödte), *Crepidophorus mutilans* (Rosenhauer)), der Schwarzkäfer *Tenebrio opacus* Duftschmid, der Bockkäfer *Rhamnusium bicolor* (Schrank) sowie der Pseudoskorpion *Larca lata* (Hansen) (MÜLLER & BUSSLER 2002, RANIUS 2002a, SCHAFFRATH 2003, STEGNER 2002).

45.1.4 Autökologie

Osmoderma eremita lebt in mulmgefüllten Baumhöhlen alter anbrüchiger Laubbäume. Die polyphage Art besiedelt insbesondere die zur Höhlenbildung neigenden Eichen (*Quercus*) und

Linden (*Tilia*), wird jedoch auch wiederholt in Arten der Gattungen Weide (*Salix*; häufig Kopfweiden), Ahorn (*Acer*), Erle (*Alnus*), Birke (*Betula*), Hainbuche (*Carpinus*), Edelkastanie (*Castanea*), Buche (*Fagus*), Esche (*Fraxinus*), Pappel (*Populus*) und Ulme (*Ulmus*) gefunden (z. B. RANIUS et al. im Druck). In manchen Regionen wie der Südwest-Steiermark stammt ein Großteil der Funde aus kultivierten Obstgehölzen (Apfel [*Malus*] und Birne [*Pyrus*]). Gelegentlich werden fremdländische bzw. ursprünglich nicht heimische Gehölze wie Silber-Ahorn (*Acer saccharinum*), Rosskastanie (*Aesculus*), Walnuss (*Juglans*), *Lonicera nipponica*, Maulbeere (*Morus*), Robinie (*Robinia*) und Platane (*Platanus*) sowie Nadelholzarten wie Tanne (*Abies*), Kiefer (*Pinus*) und Eibe (*Taxus*) besiedelt (RANIUS & NILSSON 1997, RANIUS et al. im Druck). Österreichische Meldungen mit auswertbaren Angaben verteilen sich auf Linde (6 Funde), Eiche (5), Weide (4), Apfel (4), Birne (3) und Rosskastanie (2) sowie Einzelnachweise von weiteren Gehölzen.

Der Eremit besiedelt vor allem besonnte, oftmals einzelstehende alte Bäume. Während in prähistorischen Zeiten wahrscheinlich in weiten Teilen der halboffenen Landschaft günstige Bedingungen vorherrschten (vgl. z. B. GEISER 1992), beschränken sich potenzielle Lebensräume des Eremiten heute auf Altholzinseln in Wirtschaftswäldern, alte Wälder, Mittelwälder, locker baumbestandene Weidelandschaften, Kopfweiden in der offenen Kulturlandschaft, Parkanlagen, Altbäume an historischen Teichanlagen, Tiergärten, Friedhöfe und Alleen (z. B. STEGNER 2002). Streuobstwiesen werden in Österreich häufig genutzt, da Apfelbäume ebenso wie Eichen und Linden zur Bildung von Mulmhöhlen neigen. Hohe Höhlendichten weisen speziell durch Schafe beweidete Obstwiesen auf, da die Bäume im untersten Stammbereich häufig verletzt werden und infolge von Pilzinfektionen hohle Bereiche ausbilden (SCHMIDL 2000).

Entscheidend ist die Ausrichtung der Höhlenöffnung, wobei Süd- und Westexposition sich als günstig erweisen, zumal dadurch optimales Mikroklima mit ausreichender Wärme im Inneren der Höhle herrscht (RANIUS & NILSSON 1997). Diese Bedingungen können jedoch auch in geschlossenen Waldbeständen v. a. in höheren Stammregionen gegeben sein, wobei nicht der Schlussgrad des Bestandes, sondern vielmehr die Besonnung vor dem Laubaustrieb als ausschlaggebend gilt (RANIUS & NILSSON 1997).

Die meisten Nachweise des Juchtenkäfers stammen aus lebenden, stehenden Bäumen, wohingegen kürzlich abgestorbene Baum-Individuen aufgrund rascher Austrocknung meist gemieden werden und auch Funde aus liegenden Stämmen nur sehr selten sind (RANIUS et al. im Druck). *Osmoderma eremita* präferiert Hohlkörper, deren Öffnungen wenige Meter über dem Boden gelegen sind (HEDIN & MELLBRAND 2003). MÜLLER & BUSSLER (2002) berichten jedoch auch von Höhlen in 20 m Höhe. Die Stärke der Brutbäume schwankt in breitem Rahmen. So werden zwar überwiegend dicke Bäume genutzt, doch liegen sogar Angaben zur Besiedlung kaum 30 cm Durchmesser erreichender Bäume (*Quercus robur*, *Fagus sylvatica*) vor (RANIUS & NILSSON 1997, RANIUS et al. im Druck). Während schnellwüchsige Baumarten wie Pappeln und Weiden bereits ab relativ geringem Alter von wenigen Jahrzehnten vom Juchtenkäfer besiedelt werden können (SCHAFFRATH 2003), stammt ein Großteil der Nachweise aus Eichen von 200 bis 400 Jahre alten Individuen (RANIUS et al. im Druck). Mit der Größe der Baumhöhlen steigt das Mulmvolumen und damit auch die Ausgeglichenheit des Mikroklimas. So scheint insbesondere eine gleichmäßig hohe Temperatur für die Entwicklung der Larven wichtig zu sein, während gegenüber Austrocknung zumindest im Larvenstadium – nicht jedoch im Puppenstadium (STEGNER 2002) – gewisse Resistenz besteht. VERNON & VANNIER (2000) weisen andererseits auf die besondere Toleranz gegenüber tiefen Temperaturen hin. Das Volumen des Mulmkörpers zeigt sich nicht nur für die Individuenstärke der lokalen Population verantwortlich, sondern beeinflusst auch die individuelle Fitness. So konnten HEDIN & SMITH (2003) eine positive Korrelation zwischen dem Mulmvolumen und der mittleren Körpergröße der Käfer zeigen. Aus der umfangreichen Studie von RANIUS & NILSSON

(1997) geht hervor, dass der überwiegende Teil der besiedelten Mulmhöhlen ein Volumen von mindestens 15 Litern aufweist.

45.1.5 Populationsökologie

Die Siedlungsdichte des Juchtenkäfers schwankt in hohem Maße (RANIUS 2001). Bei einer durchschnittlichen Dichte von 11 Individuen je Baum und Jahr in Südost- wie in Südwestschweden treten in beiden Regionen auch jeweils Bäume mit nahezu 100 Individuen auf. Auch in anderen Regionen werden normalerweise 5 bis 30 Käfer je Baum sowie Spitzenwerte von 150 und vereinzelt sogar mehrere Hundert Individuen festgestellt (RANIUS et al. im Druck). Trotz hoher Variabilität ist die Siedlungsdichte mit dem Volumen des Mulmkörpers positiv korreliert (HEDIN & MELLBRAND 2003). Anhand von vier minutiös untersuchten Bäumen ermittelte SCHAFFRATH (2003) ein Verhältnis von etwa 1:1 zwischen der Anzahl festgestellter Larven/Kokons und dem Volumen des Mulmkörpers in Litern.

Trotz guter Flugfähigkeit ist das Ausbreitungspotenzial von *Osmoderma eremita* gering. So ergaben radiotelemetrische Untersuchungen von HEDIN et al. (2003) und HEDIN & RANIUS (2002) maximale Flugdistanzen von 330 m bei Durchschnittswerten von 50-100 m. MÜLLER (2001) nennt allerdings Maxima von 1-2 km. Gering ist jedenfalls (auch) die Dispersionsrate, nachdem nur etwa 15% der Individuen den Entwicklungsbaum überhaupt verlässt (RANIUS 2001).

Osmoderma eremita ist ein typischer K-Strategie. RANIUS (2000, 2001, 2002b) konnte zeigen, dass nahezu jeder vom Juchtenkäfer bewohnte Baum eine eigene Teilpopulation der Art enthält, während sich ein Bestand besiedelter Bäume bereits als Metapopulation verhält. Aus Markierungsexperimenten ging hervor, dass Populationen von *Osmoderma eremita* erstaunlich geringen jährlichen Schwankungen unterliegen, während die lokalen Populationen (Bestand eines Baumes) stark und asynchron fluktuieren. Dies lässt vermuten, dass die Populationsdynamik der Art durch Faktoren, die zwar im Zeitablauf relativ stabil aber zwischen den Bäumen stark variieren, wie Mikroklima und Nahrungssituation, gesteuert wird. Ein Baum kann mehrere Jahrzehnte für eine Besiedlung durch den Juchtenkäfer geeignet sein (RANIUS & HEDIN 2001). Die Siedlungsdichte je Baum ist positiv mit der Anzahl hohler Bäume je Bestand korreliert (RANIUS et al. im Druck). Zwar werden auch Einzelbäume besiedelt, doch ist das Aussterberisiko in kleinen Beständen mit nur wenigen hohlen Bäumen sehr hoch.

Als direkte Fressfeinde des Juchtenkäfers kommen z. B. Eulen und Falken (HORION 1958, MÜLLER & BUSSLER 2002, SCHAFFRATH 2003) in Betracht. Eine interessante Beobachtung gelang RESSL (1983), der futtersuchenden Schwarzspechten nachging, und in 2 von 6 Bäumen *Osmoderma eremita* finden konnte.

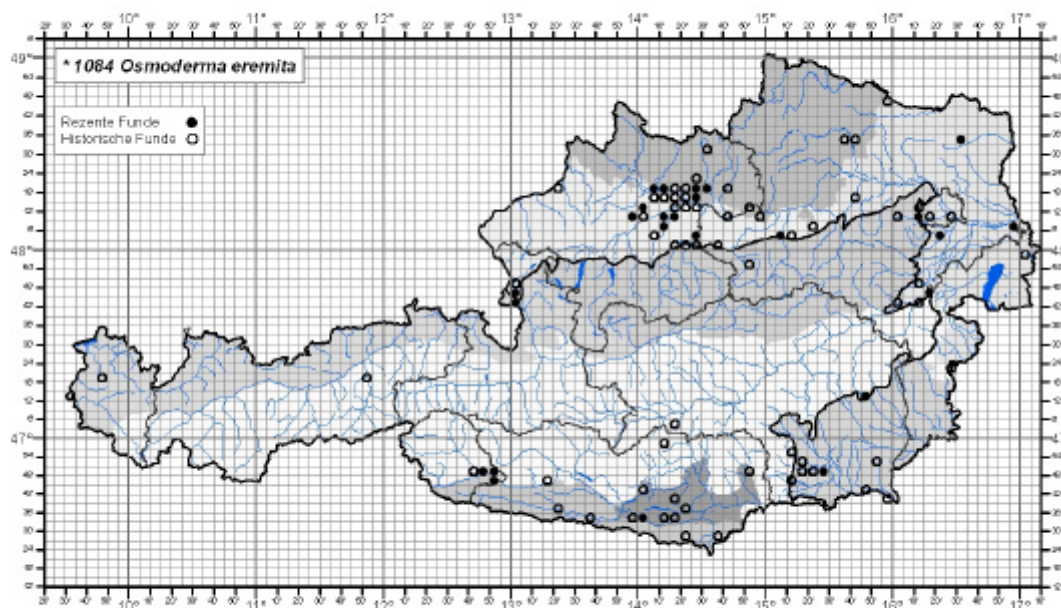
45.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Osmoderma eremita* ist ein europäisches Element, dessen Verbreitung von Nordspanien im Südwesten, Italien und Griechenland im Süden bis nach Südschweden und Estland im Norden sowie östlich ins westliche Russland reicht (RANIUS et al. im Druck).

Europa: Innerhalb der EU 15 sind Vorkommen aus Belgien, Dänemark, Finnland, Frankreich, Griechenland, Holland, Italien, Österreich, Spanien und Schweden bekannt. Sie verteilen sich auf die atlantische, alpine, boreale, kontinentale und mediterrane biogeografische Region. Einige Bestände sind jedoch sehr klein (z. B. Belgien, Finnland) bzw. nur historisch (Holland) belegt (RANIUS et al. im Druck). Für Großbritannien und Irland wird vermutet, dass die Art dort bereits vor dem Beginn von Käferaufsammlungen verschwunden sein könnte (LUCE 1996). Die derzeitige Verbreitung nimmt Anteil an der alpinen, atlantischen, borealen, kontinentalen und mediterranen biogeografischen Region.

Österreich: In Österreich sind mehr als hundert, größtenteils historische Nachweise aus allen Bundesländern bekannt. Die Schwerpunktorkommen liegen im östlichen und nordöstlichen Tief- und Hügelland, doch liegen auch zahlreiche Nachweise aus inneralpinen Teilen vor. Die Höhenverbreitung reicht von der planaren Stufe mit dem tiefsten bekannten Vorkommen auf 140 m (Zurndorf, FRANZ 1964) bis in die montane Region mit Nachweisen aus 900 bis über 1000 m Seehöhe (Dölsach bei Lienz, KOFLENER mündl. Mitt.; St. Lambrecht, KODERMANN 1865).

Bei räumlicher Betrachtung der Fundortdaten wird ein Ost-West-Gefälle deutlich, welches sich in einem Maximum an Nachweisen in Niederösterreich einerseits und im Fehlen aktueller Nachweise in Vorarlberg und Nordtirol – trotz dort umfangreicher koleopterologischer Erforschungstätigkeit – andererseits, widerspiegelt. Die fehlenden aktuellen Nachweise aus dem Burgenland sind auf zu geringe Sammeltätigkeit zurückzuführen, während die Aggregation von Funden in Salzburg-Stadt und im Großraum Lienz aufgrund des dortigen Ansitzes überaus aktiver Käferforscher zu einer Überinterpretierung der regionalen Bestandssituation Anlass geben könnte. Dass die aktuelle Bestandssituation jedoch Besorgnis erregend ist, zeigt auch der Umstand, dass sowohl aus Oberösterreich, Steiermark und Kärnten nur je ein bis zwei aktuelle Nachweise von *Osmoderma eremita* bekannt sind.



Stand: März 2004

umweltbundesamt[®]

45.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die IUCN Red List of Threatened Species führt *Osmoderma eremita* in der Kategorie „VU, vulnerable“ (IUCN 2003). In den Roten Listen der gefährdeten Käfer Österreichs wird die Art als stark gefährdet geführt (FRANZ & ZELENKA 1994).

Schutzstatus: prioritäre Art der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie, Annex II der Berner Convention.

Entwicklungstendenzen: Noch im 19. Jahrhundert war der Juchtenkäfer ein in Mitteleuropa weit verbreiteter und zuweilen häufiger bis sehr häufiger Käfer, während er bereits in der Mitte des 20. Jahrhunderts nur noch stellenweise und nicht häufig vorkam (HORION 1958). Heute ist die Art aus vielen Regionen gänzlich verschwunden und dieser Trend dürfte in den kommenden Jahren fortzusetzen (siehe unten).

Gefährdungsursachen: Die Gefährdung des Juchtenkäfers verläuft auf den beiden räumlichen Ebenen des Lebensstätten- (Einzelbaum) und Lebensraumverlustes (Landschaftsteil). Im Kontext mit dem geringen Dispersionsvermögen stellt die Unterbrechung einer lokalen Faunentradition durch das kurzfristige Fehlen geeigneter Baumhöhlen eine hohe Gefährdung dar (STEGNER 2002). Dieses Aussterberisiko steigt indirekt proportional mit der Größe des Baumbestandes. RANIUS (2001, 2002b) beziffert beispielsweise einige zehn Bäume in einem Bestand als Mindestvoraussetzung für eine längerfristig überlebensfähige Metapopulation von *Osmoderma eremita*. Die Metapopulations-Dynamik verläuft jedoch langsam, sodass Jahrzehnte zwischen dem Rückgang von Höhlenbäumen bis zum Aussterben einer Population verstreichen können (HEDIN 2003, RANIUS & HEDIN im Druck).

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Der Fokus des Artenschutzes für *Osmoderma eremita* muss auf dem Lebensraum-Maßstab liegen (STEGNER 2002). Alle Bemühungen sollten sich darauf konzentrieren, große zusammenhängende Bestände mit möglichst vielen Höhlenbäumen zu erhalten. Natürlich besteht auch für kleinere, isolierte Vorkommen Schutzbedarf, wobei besonderes Augenmerk auf der Sicherung einzelner Lebensstätten zur Erhaltung der Faunentradition gelegt werden muss und in weiterer Folge Vernetzungen zu weiteren potenziell nutzbaren Baumbeständen geschaffen werden sollten.

- **Lebensstättenchutz:** Vor der Fällung von Juchtenkäfer-Bäumen aus Gründen des Menschen- und Verkehrsschutzes sollte ein Absperren überlegt sowie Möglichkeiten der Baumstatik geprüft werden. Beispielsweise können Entlastungsschnitte durchgeführt, Verstrebungen eingebaut oder hohle Stämme durch das Einziehen von Gewindestäben gesichert werden (STEGNER 2002). Hilfreich zur Vermeidung von Bruchgefahren sind außerdem frühzeitig korrigierende Kronenschnitte an jüngeren Bäumen. Die als Baumpflegemaßnahmen eingesetzten Methoden des Ausnehmens, Ausschäumens, Ausbrennens etc. mulmgefüllter Hohlräume sind sowohl kontraproduktiv als auch widersinnig, da sie unter Umständen zu weiteren Verletzungen und Pilzinfektionen führen, aber weder die Standsicherheit noch das Lebensalter des Baumes zu verlängern im Stande sind (HÖSTER 1993). Nach der Fällung von Bäumen können stehen gebliebene Stubben als vorübergehender Lebensraum des Juchtenkäfers fungieren, wenn der Mulm gegenüber der Witterung (Austrocknung, Regen) durch Verschluss der Schnittstelle geschützt wird. Selbst gefällte Stämme können bei entsprechender Behandlung (Schnitt deutlich unterhalb der Höhle, vorsichtiges Verfrachten, Stehendlagerung durch Eingraben an geeigneter Stelle) noch für den Juchtenkäfer nutzbar bleiben (SCHAFFRATH 1997, STEGNER 2002). Über die Bergung, Hälterung und das erneute Ausbringen der im Zuge von Baumfällungen geborgenen Larven berichtet STEGNER (2002) ausführlich.
- **Biotopschutz und -entwicklung:** Neben dem Schutz von bedeutenden Juchtenkäfer-Vorkommen durch den rigorosen Erhalt von Höhlenbäumen, trägt auch die gezielte Pflege und Entwicklung von Gehölzbeständen zum Erhalt einer Population bei. Von besonderer Bedeutung sind konsequente Parkpflege mit der Beseitigung von Unterholz und der Erziehung kräftiger Einzelbäume, Selektierung und gezielter Schutz einzelner Bäume in Wäldern, die Pflege von Weidelandschaften mit der wiederholten Freistellung von Bäumen sowie die Pflege von Streuobstwiesen, Schneitelbäumen und Kopfweiden (STEGNER 2002). Zeitfenster mit geringem Höhlenangebot können durch die Schaffung von Überbrückungs-Brutplätzen (Totholzlagerplätze, siehe oben) oder durch die Anlage von „Interims-Bäumen“, wo die frühzeitige Bildung von Höhlen durch künstliche

Verwundung oder Pilzinfektion initiiert wird, entschärft werden. Bei der vorausschauenden Entwicklung von Gehölzstrukturen gilt die Vernetzung von Juchtenkäfer-Lebensräumen als Oberziel.

45.1.8 Verantwortung

RANIUS et al. (im Druck) listen einen Großteil der bekannten Fundorte von *Osmoderma eremita* für die einzelnen europäischen Staaten auf. Aus dieser Aufstellung geht hervor, dass aus Österreich trotz unsystematischer Erforschung nach Frankreich, Italien, Deutschland und Schweden die meisten Fundorte innerhalb der EU 15 bekannt sind. Daraus ergibt sich konsequenterweise die hohe Verantwortung zur Erhaltung von *Osmoderma eremita* zumindest innerhalb der heutigen Grenzen der EU.

45.1.9 Kartierung

Die Erfassung des Juchtenkäfers gestaltet sich zeitlich sehr aufwändig. Vor der eigentlichen Kartierung sollten wenn möglich potenziell geeignete Gehölzbestände anhand von Luftbildern oder mit Hilfe verfügbarer Daten zur Lebensraumausstattung (Biotopkartierung, Totholzkartierung, Brutvogelkartierung mit Hinweisen guter Vorkommen von Schwarz- und Mittelspecht als Indikatoren für höhlenreiche Baumbestände) eingegrenzt und vorausgewählt werden (STEGNER 2002). Die erste Nachweisführung von Juchtenkäfer-Vorkommen erfolgt über die Nachsuche von Larvenkot an der Basis alter, potenziell oder offensichtlich Höhlen bildender Laubbäume. Obgleich die Differenzierung alter von frischen Kotpillen möglich ist und auch durchgeführt werden soll, bleibt die Bestätigung des Nachweises aufgrund der Verwechslungsgefahr von Faeces insbesondere junger *Osmoderma*-Larven mit jenen anderer Scarabaeiden-Larven bestehen (MÜLLER 2001). Die tatsächliche Präsenz des Juchtenkäfers sollte daher durch Nachsuchen leicht zugänglicher Mulmkörper ausgewählter größerer Bäume bestätigt werden. Dabei wird der Mulm vorsichtig nach Larven, Chitinfragmenten adulter Käfer (siehe z. B. Abbildung 105 in SCHAFFRATH 2003) sowie leeren Puppenwiegen durchsucht. Keinesfalls sollte Mulm dauerhaft aus dem Baum entnommen, die Höhle erweitert und aufgebrochen oder die Suchaktivitäten außerhalb der warmen Jahreszeit durchgeführt werden (STEGNER 2002). Um aktive Käfer nachzuweisen wird die mehrmalige Nachsuche an Höhlenbäumen im Verlauf des Sommers während der Nachmittags- und Abendstunden empfohlen. Zusätzliche installierte Obstköder-Lebendfallen (siehe auch Hirschkäfer) sind bei geringem Mehraufwand gut geeignet, um die Erfolgsaussichten zu erhöhen. Im Gebiet gefundene Eulengewölle sollten auf jeden Fall nach Resten des Juchtenkäfers untersucht werden. Die Beobachtung fliegender Käfer bleibt hingegen großen Zufällen überlassen.

Zur Nachvollziehbarkeit und Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, Brutbäume, Kotpellets, lebende Larven und Käfer etc.) sowie ev. vorhandene Chitinreste gesammelt und aufbewahrt werden. Die Lokalisierung der Brutbäume bzw. Fundstellen muss möglichst präzise (z. B. als Eintrag auf einem Luftbild oder mit Hilfe eines GPS-Gerätes) erfolgen.

45.1.10 Wissenslücken

Während in anderen Ländern der EU 15 (z. B. Schweden, Deutschland) umfangreiche Projekte mit Etats von bis zu mehreren Millionen € zur Erforschung der Ökologie und Biologie sowie zur Umsetzung von Schutzmaßnahmen vorangetrieben werden, ist in Österreich nicht einmal die aktuelle Verbreitung des Juchtenkäfers ausreichend bekannt. So entstammt ein Großteil der (auch historischen) Nachweise aus unsystematischen, zufälligen Aufsammlungen. Um jedoch gezielte Schutzmaßnahmen umsetzen zu können, ist selbstverständlich exaktes Wissen um die Verbreitung der Art bis hin zur Nutzung von Einzelbäumen notwendig. Erste richtungsweisende Ansätze dazu wurden im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung im Verlauf des Jahres 2003 gesetzt.

Von wissenschaftlichem Interesse wäre die Abklärung des taxonomischen Status österreichischer Populationen.

Die zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf nationaler Ebene notwendige Rote Liste-Einstufung ist aktualisierungsbedürftig.

45.1.11 Literatur und Quellen

Zitierte Literatur

- ADLBAUER, K. (1980): *Anisopla austriaca* Hrbst. – neu für die Steiermark, mit weiteren interessanten Angaben zur steirischen Scarabaeidenfauna (Col., Scarabaeidae). Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 110: 137-141
- BARAUD, J. & TAUZIN, P. (1991): Une nouvelle espece europeenne du genre *Osmoderma* Serville (Coleoptera, Cetoniidae, Trichiinae). Lambillionea 91: 159-166.
- BUNALSKI, M. (1999): Die Blatthornkäfer Mitteleuropas (Coleoptera, Scarabaeoidea). Bestimmung, Verbreitung, Ökologie. Slamka, Bratislava. 80 pp.
- FRANZ, H. (1964): Beiträge zur Kenntnis der Käferfauna des Burgenlandes. Naturwissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland 31: 34-155.
- FRANZ, H. & ZELENKA W. (1994): Rote Liste der Scarabaeidae (Blatthornkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie. 131-136.
- GEISER, R. (1992): Auch ohne *Homo sapiens* wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. Laufener Seminarbeiträge 2: 22-34.
- HEDIN, J. (2003): Verifying an extinction debt in *Osmoderma eremita*. In HEDIN, J.: Metapopulation ecology of *Osmoderma eremita* – dispersal, habitat quality and habitat history. Dissertation, Lund. 125-131.
- HEDIN, J. & MELLBRAND, K. (2003): Population size of the threatened beetle *Osmoderma eremita* in relation to habitat quality. In HEDIN, J.: Metapopulation ecology of *Osmoderma eremita* – dispersal, habitat quality and habitat history. Dissertation, Lund. 101-112.
- HEDIN, J. & RANIUS, T. (2002): Using radio telemetry to study dispersal of the beetle *Osmoderma eremita*, an inhabitant of tree hollows. Computers and Electronics in Agriculture 35: 171-180.
- HEDIN, J., RANIUS, T., NILSSON, S. G. & SMITH, H. G. (2003): Predicted restricted dispersal in a flying beetle confirmed by telemetry. In HEDIN, J.: Metapopulation ecology of *Osmoderma eremita* – dispersal, habitat quality and habitat history. Dissertation, Lund. 75-81.
- HEDIN, J. & SMITH, H. G., 2003. Spatial and temporal variation in body size of *Osmoderma eremita*. In HEDIN, J.: Metapopulation ecology of *Osmoderma eremita* – dispersal, habitat quality and habitat history. Dissertation, Lund. 115-122.
- HOFFMANN, C. H. (1939): The biology and taxonomy of the nearctic species of *Osmoderma* (Coleoptera, Scarabaeidae). Annals Entomological Society of America 32: 510-525.
- HORION, A. (1958): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band VI: Lamellicornia. Verlag Feyel, Überlingen. 343 pp.
- HÖSTER, H. R. (1993): Baumpflege und Baumschutz. Grundlagen, Diagnosen, Methoden. Ulmer, Stuttgart. 225 pp.
- IUCN (2003): 2003 IUCN Red List of Threatened Species <www.redlist.org>.
- KLAUSNITZER, B. (1996): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 3. Band: Polyphaga Teil 2. Goecke & Evers, Krefeld. 335 pp.
- KODERMANN, C. (1865): Die Käfer der St. Lamprecht Gegend in Obersteiermark. Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 3: 89-123.

- KRELL, F.-T. (1996): Zu Taxonomie, Chorlogie and Eidonomie einiger westpaläarktischer Lamellicornia (Coleoptera). *Entomologische Nachrichten und Berichte* 40: 217-229.
- LARSSON, M. J., HEDIN, J., SVENSSON, G. P, TOLASCH, T. & FRANCKE, W. (2003): Characteristic odor of *Osmoderma eremita* identified as a male-released pheromone. *Journal of Chemical Ecology* 29: 575-587.
- LUCE, J.-M. (1996): *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763). In HELSDINGEN, P. J. van, WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. *Nature and Environment* 79: 64-69.
- MITTER, H. (2001): Bestandsanalyse und Ökologie der nach FFH-Richtlinie geschützten Käfer in Oberösterreich (Insecta, Coleoptera). *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs* 10: 439-448.
- MÜLLER, T. (2001): Eremit (*Osmoderma eremita*): In FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. *Angewandte Landschaftsökologie* 42: 310-319.
- MÜLLER, J. & BUSSLER, H. (2002): Eremitenkäfer im Spessart. *LWF aktuell* 33: 32-34.
- PAGEIX, J.P. (1968): Sur les Cétonides des Chenes creux à Fontainebleau. *L'Entomologist* 24: 33-36.
- RANIUS, T. (2000): Minimum viable metapopulation size of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Animal Conservation* 3: 37-43.
- RANIUS, T. (2001): Constancy and asynchrony of *Osmoderma eremita* populations in tree hollows. *Oecologia* 126: 208-215.
- RANIUS, T. (2002a): *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness of beetles in tree hollows. *Biodiversity and Conservation* 11: 931-941.
- RANIUS, T. (2002b): Population ecology and conservation of beetles and pseudoscorpions living in hollow oaks in Sweden. *Animal Biodiversity and Conservation* 25: 53-68.
- RANIUS, T, AGUADO, L.O., AUDISIO, A., BALLERIO, A., CARPANETO, G.M., CHOBOT, K., GJURASIN, B., HANSSON, O., HUIJBREGTS, H., LAKATOS, F., MARTIN, O., NECULISENU, NIKITSKY, N., PAILL, W., PIRNAT, A., RUICNESCU, A., SÜDA, I., TAMUTIS, V., TELNOV, D., TSINKEVICH, V., VIGNON, V., VÖGELI, M. & ZACH, P. (im Druck): *Osmoderma eremita* (Coleoptera: Scarabaeidae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation*.
- RANIUS, T. & HEDIN, J. (2001): The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126: 363-370.
- RANIUS, T. & HEDIN, J. (im Druck): The occupancy pattern of a saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in a fragmented landscape predicted from a RAMAS metapopulation model. In AKCAKAYA, M., BURGMAN, M., KINDVALL, O., SJÖGREN-GULVE, P., HATFIELD, J. & MCCARTHY, M (Hrsg.): Species conservation and management: case studies.
- RANIUS, T. & NILSSON, S. G. (1997): Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. *Journal of Insect Conservation* 1: 193-204.
- RESSL, F. (1983): *Naturkunde des Bezirkes Scheibbs. Die Tierwelt (2). Naturkundliche Arbeitsgemeinschaft des Bezirkes Scheibbs.* 584 pp.
- SCHAFFRATH, U. (1997): Beitrag zur Kenntnis der Blatthorn- und Hirschkäfer (Col.: Trogidae, Geotrupidae, Scarabaeidae, Lucanidae) in Nordhessen. *Philippia* 8: 121-130.
- SCHAFFRATH, U. (2003): Zu Lebensweise, Verbreitung und Gefährdung von *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera; Scarabaeoidea, Cetoniidae, Trichiinae). *Philippia* 10: 157-248, 249-336.
- SCHMIDL, J. (2000): Bewertung von Streuobstbeständen mittels xylobionter Käfer am Beispiel Frankens. Methoden, Arten, Ziele. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32: 357-372.

- STEGNER, J. (2002): Der Eremit, *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Col., Scarabaeidae), in Sachsen: Anforderungen an Schutzmaßnahmen für eine prioritäre Art der FFH-Richtlinie. Entomologische Nachrichten und Berichte 46: 213-238.
- TAUZIN, P., (1994): Le genre *Osmoderma* Le Peletier et Audinet-Serville 1828 (Coleopt., Cetoniidae, Trichiinae, Osmodermatini). Systématique, biologie et distribution. L'Entomologiste, 50: 195-214, 217-242.
- VERNON, P. & VANNIER, G. (2000): Freezing susceptibility and freezing tolerance in palaeartic Cetoniidae (Coleoptera). Canadian Journal of Entomology 79: 67-74.

Zusätzliche Fundort-Literatur

- FRANZ, H. (1972): Urwaldrelikte in der Koleopterenfauna des pannonischen Klimagebietes im Osten Österreichs (Col.) Folia Entomologica Hungarica 25: 313-324.
- REDTENBACHER, L. (1874): Fauna Austriaca. Die Käfer, erster Band. Carl Gerold's Sohn, Wien. 564 pp.

Quellen unpublizierter Funde

Naturhistorisches Museum Wien

Nachfolgend genannte Personen stellten in dankenswerter Weise Daten zur Verfügung:

DRIES, B., GLADITSCH, S., HOLZER, E., KOFLER, A., LEBENBAUER, T., LEGORSKY, F., PROBST, J., RAUSCH, H., RESSL, F., ROPPEL, J., SCHILLHAMMER, H., SCHMÖLZER, K., SCHUH, R.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz), www.biologiezentrum.at/biowww/de/zobo

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dipl. biol. Remigius GEISER (Salzburg)

Erwin HOLZER (Anger)

Mag. Wolfgang PAILL, Ökoteam – Institut für Faunistik und Tierökologie (Graz)

Petr ZABRANSKY, Universität für Bodenkultur, Forstentomologie (Wien)

45.2 Indikatoren und Schwellenwerte

45.2.1 Indikatoren für die Population (Einzelbestand auf lokaler Ebene)

Die Abgrenzung von Populationen sollte als gutachterliche Einschätzung auf der Ebene von Metapopulationen erfolgen. Als Bestandteil einer Metapopulation können beispielsweise Bäume aufgefasst werden, die nicht mehr als 100 Meter vom nächsten potenziellen Brutbaum entfernt stehen.

Habitatindikatoren	A	B	C
Anzahl potenzieller Brutbäume	zumindest 30 Höhlenbäume mit Brutstohendurchmesser > 50 cm im Abstand von weniger als 100 m zueinander	10-30 Höhlenbäume mit Brutstohendurchmesser > 50 cm im Abstand von weniger als 100 m zueinander	weniger als 10 Höhlenbäume mit Brutstohendurchmesser > 50 cm im Abstand von weniger als 100 m zueinander
Fortbestand	Lebensraum auf absehbare Zeit gesichert bzw. (aus Sicht des Schutzgutes) in positiver Entwicklung	Gefährdung von maximal 20% der Brutbäume infolge natürlicher (z. B. un- ausgeglichener Altersaufbau mit Überwiegen überalterter Individuen mit deutlichen Absterbeerscheinungen in der Krone) oder anthropogener Ursachen (z. B. Baumpflege und -sicherung) absehbar	Gefährdung von > 20% der Brutbäume infolge natürlicher (z. B. un- ausgeglichener Altersaufbau mit Überwiegen überalterter Individuen mit deutlichen Absterbeerscheinungen in der Krone) oder anthropogener Ursachen (z. B. Baumpflege und -sicherung) absehbar
Populationsindikatoren	A	B	C
Nachweishäufigkeit von Larven³⁸	Nachweis von Larven oder frischen Kotpillen in zumindest 2 Höhlenbäumen	Nachweis von Larven oder frischen Kotpillen in nur 1 Höhlenbaum	Maximal Nachweise von alten Kotpillen
Nachweishäufigkeit von Käfern³⁹	Nachweise von 1 oder mehreren lebenden Käfer(n) an/in zumindest 2 Höhlenbäumen/Lokalitäten	Nachweis von 1 oder mehreren lebenden Käfer(n) an/in nur 1 Höhlenbaum/Lokalität	Maximal Nachweise von Chitinresten

45.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Erhaltungszustand der Population(en)

A: zumindest 1 Population im hervorragenden Erhaltungszustand oder zumindest 2 Populationen im guten Erhaltungszustand

B: zumindest 1 Population im guten Erhaltungszustand oder zumindest 3 Populationen im mittel-schlechten Erhaltungszustand, die in absehbarer Zeit durch Maßnahmen miteinander vernetzbar sind

C: Population(en) im mittel-schlechten Erhaltungszustand

45.3 Bewertungsanleitung

Voraussetzung für Bewertung: gezielte Nachsuche in den vergangenen 6 Jahren; ansonsten Population bzw. Gebiet nicht beurteilbar.

³⁸ Methodik: Gezielte Handsuche mit einem Aufwand von etwa 1-2 Exkursionstagen je 1 ha Baumbestand.

³⁹ Methodik: Gezielte Handsuche und Obstködereinsatz mit einem Aufwand von etwa 1-2 Exkursionstagen je 1 ha Baumbestand.

45.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Der Mittelwert „Bestand“ aus den beiden Bestandsindikatoren (Nachweishäufigkeit von Larven, Nachweishäufigkeit von Käfern) wird mit dem Mittelwert „Habitat“ aus dem Habitat- (Anzahl potenzieller Brutbäume) und Beeinträchtigungsindikator (Beeinträchtigung/Fortbestand) gemäß nachfolgender Matrix verschnitten.

		„Bestand“		
		A	B	C
„Habitat“	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

45.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Eine Beurteilung erfolgt unter Auswertung der festgestellten Erhaltungszustände der Einzelpopulationen.

46 1085 BUPRESTIS SPLENDENS (FABRICIUS, 1775)

46.1 Schutzobjektsteckbrief

46.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Goldstreifiger Prachtkäfer

Synonyme: *Buprestis aurulenta* auct., non Linnaeus, 1767

46.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Buprestidae (Prachtkäfer), Buprestini

Merkmale: *Buprestis splendens* ist mit 14-29 mm Körperlänge ein großer Käfer. Er entspricht dem typischen Prachtkäfer-Habitus. Der Halsschild und die Flügeldecken sind metallisch grün, grünblau oder blau, selten violett. Die Naht und die Ränder der Flügeldecken sind purpur- oder goldfarben (FREUDE et al. 1979, BILY 1989).

46.1.3 Biologie

Über die Biologie von *Buprestis splendens* ist wenig bekannt. Ei-, Larven- und Puppenstadien sind sogar bislang unbeschrieben (BILY 1994).

Die Larvalentwicklung dürfte angesichts bekannter Daten verwandter Arten zumindest zwei bis mehrere Jahre dauern (LUCE 1996). Ein interessanter Fall extrem langer Larvalentwicklung wurde von MARSHAM (1811) publiziert, wonach ein Käfer aus seinem 20 Jahre alten Tisch schlüpfte. Auch für die nearktische Verwandte *Buprestis aurulenta* Linnaeus ist verzögerte Individualentwicklung mit einer Dauer von bis zu 50 Jahren mehrfach belegt (SMITH 1962). Als einer der Faktoren stark verlangsamter Entwicklung wird die Qualität des Nahrungssubstrates genannt (HAACK & SLANSKY 1986), obgleich unter den identen Bedingungen innerhalb ein und derselben Nachkommenschaft auch sehr hohe Abweichungen hinsichtlich der Entwicklungsdauer belegt sind (SMITH 1962).

Die helio- und thermophilen Imagines sind – wie ein Großteil der Prachtkäfer – tagaktiv und fliegen aller Voraussicht nach nur in den wenigen wärmsten Stunden des Tages während der Monate Juli und August (MUSKOVITS & GABOR 2002). Fraß- und sexuelle Aktivität dürften überwiegend auf die Kronenregion beschränkt sein. Durch ihre Färbung sind die Käfer zwischen den Nadeln der Brutbäume hervorragend getarnt und für Feinde kaum zu entdecken.

46.1.4 Autökologie

Das Tertiärrelikt *Buprestis splendens* dürfte ausschließlich historisch alte und kaum bis nicht bewirtschaftete Wälder bewohnen. Trockenwarme und sonnenexponierte Charakteristik zeichnet die im Bergsturzgebiet des Dobratsch potentiell besiedelten Kiefernstandorte aus. Diese sind teilweise dem FFH-Lebensraumtyp „Submediterrane Kiefernwälder“ (Code 9530*) zuzuordnen. Die oligophage Art entwickelt sich überwiegend in verschiedenen Kiefern-Arten (*Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *P. laricio*, *P. leucodermis*, *P. pinaster*), wurde aber auch für Lärche (*Larix decidua*) und Tanne (*Abies*) gemeldet. Die Entwicklung verläuft im Holz von abgestorbenen Bäumen oder von harten, infolge Brand, Frost oder Steinschlag abgestorbenen Teilen lebender Bäume. Bevorzugt werden offenbar sonnenexponierte, absterbende oder abgestorbene, starke und zugleich lange Stämme und Äste mit bereits abgelöster Rinde (vgl. BILY 1982, 2002, CURLETTI 1994, GOBBI 1986, 1971, IZZILLO 1989, KOCH 1989, LIEGEL 1890, MÜHLE 1980, 1981, ZABRANSKY 2003).

46.1.5 Populationsökologie

Angesichts der Tatsache, dass in den letzten zwei Jahrhunderten arealweit nur wenige Dutzend Individuen von *Buprestis splendens* registriert bzw. gesammelt werden konnten, erübrigen sich Spekulationen zu Siedlungsdichten der Art. Die Zuordnung zu einer der klassischen Fortpflanzungsstrategien erscheint schwierig, da die Art in ihrer Lebensweise Merkmale beider Gruppen aufweisen dürfte. Zum einen ist eine hohe Zahl an Eiern anzunehmen, da die Verfügbarkeit von Starktotholz unter natürlichen Bedingungen großen Schwankungen unterliegt (hohe Vermehrungsrate, verbunden mit ausgeprägter Populationsdynamik = r-Strategie), zum anderen ist die Individualentwicklung offenbar sehr langsam (K-Strategie).

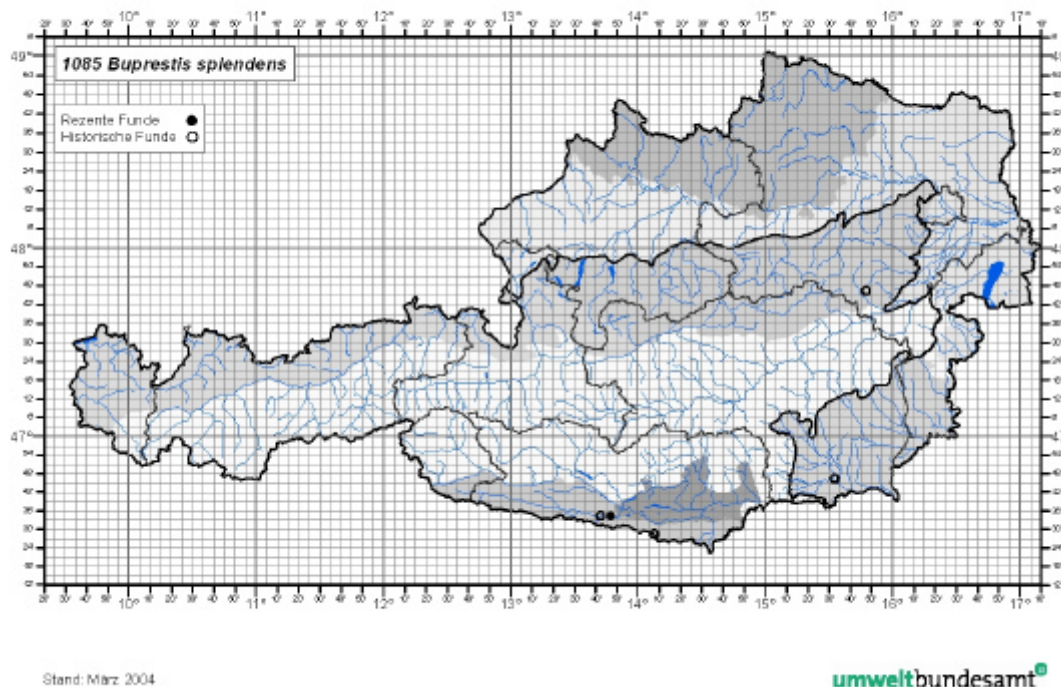
Über natürliche Feinde ist nichts bekannt.

46.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Buprestis splendens* ist nach derzeitigem Wissensstand ein eurosibirisches Element mit diskontinuierlicher Verbreitung von Spanien im Südwesten, Ukraine und Griechenland im Osten bzw. Südosten sowie Südfinnland und Karelien im Norden (LUCE 1996, LUNDBERG 1986, MÜHLE et al. 2000, MUSKOVITS & GABOR 2002). In der Originalbeschreibung von Fabricius aus dem Jahr 1775 wird China als Herkunft genannt; seither gibt es aber keine nachvollziehbare Meldung der Art östlich der Ukraine. Aus Japan wurde allerdings *Buprestis splendens* ssp. *niponica* Hoschek, 1931 beschrieben, sodass zumindest historisch eine weitere Verbreitung der Art in Asien anzunehmen ist. Mehrere nah verwandte Arten kommen in Nordamerika vor.

Europa: Innerhalb der EU 15 sind bzw. waren Vorkommen aus Deutschland, Griechenland, Italien, Österreich und Spanien bekannt. Sie verteilen sich auf die atlantische, alpine, kontinentale und mediterrane biogeografische Region. Meldungen aus England und Dänemark gehen auf importierte bzw. verschleppte Tiere zurück (HORION 1955).

Österreich: In Österreich sind nur einzelne Nachweise aus den Bundesländern Niederösterreich, Steiermark und Kärnten bekannt. Meldungen erfolgten vom Schneeberg (REDTENBACHER 1874), aus dem Bärenthal, aus Leibnitz (HORION 1955, LIEGEL 1890, FRANZ 1974) und aus Arnoldstein (HOLDHAUS & PROSSEN 1901). Ein Fund aus der Tschechischen Republik (Feldsberg, Valtice) unweit der niederösterreichischen Grenze soll nicht unerwähnt bleiben (HORION 1955). Der einzige aktuelle Fund liegt aus der Bergsturzregion des Dobratsch ("Schütt") bei Villach vor (ZABRANSKY leg.). Bemerkenswert ist, dass sich die wenigen Meldungen auf Höhenstufen vom Flachland bis ins Gebirge verteilen.



46.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die IUCN Red List of Threatened Species führt *Buprestis splendens* in der Kategorie „VU, vulnerable“ (IUCN 2003). In der Roten Liste gefährdeter Prachtkäfer Österreichs wird die Art als ausgestorben geführt (NOVAK 1994).

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Annex II der Berner Convention.

Gefährdungsursachen: Als Ursachen der Gefährdung wird die bis auf wenige unwirtschaftliche, abgelegene oder steile Relikt-Standorte zu intensive forstwirtschaftliche Praxis angesehen (VAN HELDSINGEN et al. 1996). Da die wenigen heute noch vorhandenen Populationen ausschließlich auf forstwirtschaftlich unbedeutenden Flächen überdauern konnten, bestünde möglicherweise keine unmittelbare Aussterbegefahr. Allerdings ist die – sowohl räumlich als auch auf der Zeitachse betrachtet – arealweit äußerst geringe Dichte der Fundmeldungen in höchstem Maße besorgniserregend, sodass gezielte Schutzbemühungen absolut unumgänglich erscheinen. Genauere Ausführungen hierzu bedürfen des vorhergehenden Schlusses der größten Wissenslücken.

46.1.8 Verantwortung

Aufgrund der arealweit nur sehr wenigen Vorkommen trägt Österreich – nicht nur innerhalb der EU – eine besondere Verantwortung zur Erhaltung der Art.

46.1.9 Kartierung

Die überwiegend akrodendrische, in der Baumwipfelregion fliegende Art ist nur sehr schwer nachweisbar. Beobachtungen fliegender Individuen mit Hilfe eines Feldstechers oder der Fang einzelner Tiere in Bodennähe sind nur bei zahlreichen Begehungen zur Hauptflugzeit im Hochsommer unter günstigen Witterungsbedingungen wahrscheinlich. Als weitere, ebenfalls sehr

zeitaufwendige Methodik, bietet sich die Zucht von Tieren im Labor nach Einbringen von potenziellem Brutholz an. Eine Kartierungsmöglichkeit anhand der Ausbohrlöcher wird im Rahmen eines vom Amt der Kärntner Landesregierung und dem Lebensministerium geförderten Projektes derzeit geprüft.

Zur Nachvollziehbarkeit und Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, Brutbäume, lebende Tiere etc.) und einzelne Tiere aufgesammelt und aufbewahrt werden. Die Lokalisierung der Brutbäume bzw. Fundstellen muss möglichst präzise (z. B. als Eintrag auf einem Luftbild oder mit Hilfe eines GPS-Gerätes) erfolgen.

46.1.10 Wissenslücken

Die aktuelle Verbreitung der kryptischen und nur durch gezielte Suche nachweisbaren Art ist ungenügend bekannt. So müssten zumindest historische Vorkommensgebiete (Schneeberg, Bärenalpe) intensiven Kartierungen unterzogen werden, um eventuell noch vorhandene Bestände nachweisen und sichern bzw. entwickeln zu können. Auch benachbarte Regionen (gesamte Nördliche und Südliche Kalkalpen) sollten in diese Erhebungen einbezogen werden. Dabei kann eine erste Annäherung zur Auffindung potenziell geeigneter Lebensräume über die Auswertung von guten Luftbildern und die Datenanalyse aus historischer und aktueller Waldnutzung erfolgen.

Neben dem Wissen zur Verbreitung fehlen auch zahlreiche Daten zur Ökologie und Biologie von *Buprestis splendens*. Das oben genannte Projekt dürfte hier einige neue Erkenntnisse liefern.

Die zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf nationaler Ebene notwendige Rote Liste-Einstufung ist aktualisierungsbedürftig.

46.1.11 Literatur und sonstige Quellen

- BILY, S. (1982): The Buprestidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 10: 1-109.
- BILY S. (1989): *Krascovití, Buprestidae*. Zoologické Klíče. Academia – Praha. 112 S., 5 Farbtafeln.
- BILY, B. (1994): Buprestidae. In KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): *Die Larven der Käfer Mitteleuropas*. 2. Band: Myxophaga, Polyphaga Teil 1. Goecke & Evers, Krefeld. 88-114.
- BILY, S. (2002): Summary of the bionomy of the Buprestid beetles of Central Europe (Coleoptera: Buprestidae). *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae, Supplement* 10. 103 pp.
- CURLETTI, G. (1994): *I Buprestidi d'Italia*. Monografie di Natura Bresciana 19. 318 pp.
- FRANZ, H. (1974): *Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt*. Eine Gebietsmonographie. Band IV, Coleoptera 2. Wagner Innsbruck. 707 pp.
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1979): *Die Käfer Mitteleuropas*. Band 6: Diversicornia. Goecke & Evers, Krefeld. 367 pp.
- GOBBI, G. (1971): *I Buprestidi dell'Appennino Lucano (Coleoptera, Buprestidae)*. *Bulletin Associazione Romana di Entomologia* 26: 33-65.
- GOBBI, G. (1986): *Le piante ospiti dei Buprestidi Italiani*. Primo quadro d'insieme (Coleoptera, Buprestidae). *Fragmenta Entomologica Roma* 19: 169-265.
- HAACK, R. A. & SLANSKY, F. (1986): Nutritional ecology of wood-feeding Coleoptera, Lepidoptera and Hymenoptera. In SLANSKY, F. & RODRIGUEZ, J.G. (Hrsg.): *Nutritional ecology of insects, mites, spiders and related invertebrates*. Wiley, New York. 449-486.
- HOLDHAUS, K. & PROSSEN, T. (1901): *Verzeichnis der bisher in Kärnten beobachteten Käfer*. *Carinthia II* 91/11: 56-63, 92-106.

- HORION, A. (1955): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band IV: Sternoxia, Fossipedes, Macro-dactylia, Brachmera. Entomologische Arbeiten aus dem Museum Frey, München, Sonderband. 280 pp.
- IZZILLO, F. (1989): Reperti. Coleoptera, Buprestidae, *Buprestis (Cypriacis) splendens* Fabricius, 1793. Bollettino dell'Associazione Romana di Entomologia 43: 73.
- IUCN (2003): 2003 IUCN Red List of Threatened Species <www.redlist.org>.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 2. Goecke & Evers, Krefeld. 382 pp.
- LIEGEL, E. (1890): Nachträge zum „Verzeichnis der Käfer Deutschlands“ aus der kärntnerischen Fauna. Deutsche Entomologische Zeitschrift 1: 205-208.
- LUCE, J.-M. (1996): *Buprestis splendens* Fabricius, 1774. In HELSDINGEN, P. J. van, WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Nature and Environment 79: 12-15.
- LUNDBERG, S. (1986): Catalogus Coleopterorum Sueciae. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm. 155 pp.
- MARSHAM, T. (1811): Some account of an insect of the genus *Buprestis*, taken alive out of wood composing a desk which had been made above twenty years. In a letter to Alexander MacLeay, Esq. F.R.S. and Sec. L.S. Transactions of the Linnean Society of London 10: 399-403.
- MÜHLE, H. (1980): Ergebnisse der Albanien-Expedition 1961 des Deutschen Entomologischen Institutes, 96. Beitrag, Coleoptera: Buprestidae. Beiträge zur Entomologie 30: 369-383.
- MÜHLE, H. (1981): Relikt-Arten (Coleoptera, Buprestidae). Entomofauna 2: 303-306.
- MÜHLE, H., BRANDL, P. & NIEHUIS, M. (2000): Catalogus Faunae Graeciae - Coleoptera: Buprestidae. A systematic catalogue of the Greek buprestids, including biological, zoogeographical and taxonomical remarks. Augsburg. 254 pp.
- MUSKOVITS, J. & GABOR, H. (2002): Jewel Beetles of Hungary (Coleoptera: Buprestidae). Grafon Kiado, Nagykovacs. 404 pp.
- NOVAK, G. (1994): Rote Liste der Buprestidae (Prachtkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie. 137-139.
- REDTENBACHER, L. (1874): Fauna Austriaca. Die Käfer, erster Band. Carl Gerold's Sohn, Wien. 564 pp.
- SMITH, D. N. (1962): Prolonged larval development in *Buprestis aurulenta* L. (Coleoptera: Buprestidae). A review with new cases. Canadian Entomologist 94: 586-593.
- ZABRANSKY, P. (2003): Kurzportraits der FFH-Arten in Niederösterreich: Nischen und bisher bekannte Vorkommen. Unveröffentlichtes Manuskript.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Gottfried NOVAK (Wien)

Petr ZABRANSKY, Universität für Bodenkultur, Forstentomologie (Wien)

46.2 Indikatoren und Schwellenwerte

46.2.1 Indikatoren für die Population

Die Abgrenzung von Populationen kann aufgrund fehlender Daten nicht fachlich biologischen Grundlagen unterliegen, sondern muss pragmatisch unter gutachterlicher Einschätzung erfol-

gen. Hierbei können beispielsweise Fichtenforste oder waldfreie Zonen von mehreren Kilometern Ausdehnung als Grenzen zwischen Einzelbeständen auf lokaler Ebene interpretiert werden.

Da Populationsdichten nur mit sehr hohem Untersuchungsaufwand ermittelbar sind, werden als Alternative im Zuge der Bewertung Nachweishäufigkeiten als Ergebnis der Anwendung einigermaßen standardisierbarer Methoden herangezogen.

Habitatindikatoren	A	B	C
Lebensraumausstattung	Kiefern- (<i>Pinus</i> sp.) oder Lärchen-Altbestand mit hohem Totholzanteil (vorzugsweise besonnte, trockene, entrindete Stämme oder Äste) in großflächiger (> 500 ha) Ausprägung	kleinflächiger (50-500 ha) Föhren- oder Lärchen-Altbestand mit hohem Totholzanteil (vorzugsweise besonnte, trockene, rindenlose Stämme)	kleinflächiger Föhren- oder Lärchen-Bestand mit geringem Totholzanteil (unter 50 ha)
Fortbestand	Lebensraum auf absehbare Zeit gesichert bzw. (aus Sicht des Schutzgutes) in positiver Entwicklung	Gefährdung auf maximal 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar	Gefährdung auf > 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar
Populationsindikatoren	A	B	C
Nachweisaktualität⁴⁰	Nachweis aus den vergangenen 6 Jahren	Nachweis nach 1980 (trotz aktueller Nachsuche)	historischer Nachweis vor 1980 (trotz aktueller Nachsuche)

46.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Erhaltungszustand der Population(en)

A: zumindest 1 Population im hervorragenden Erhaltungszustand oder zumindest 2 Populationen im guten Erhaltungszustand

B: zumindest 1 Population im guten Erhaltungszustand oder zumindest 3 Populationen im mittel-schlechten Erhaltungszustand, die in absehbarer Zeit durch Maßnahmen miteinander vernetzbar sind

C: Population(en) im mittel-schlechten Erhaltungszustand

46.3 Bewertungsanleitung

Voraussetzung für Bewertung: gezielte Nachsuche in den vergangenen 6 Jahren; ansonsten Population bzw. Gebiet nicht beurteilbar.

46.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Der Mittelwert „Habitat“ aus dem Habitat- (Lebensraumausstattung) und Beeinträchtigungsindeikator (Beeinträchtigung/Fortbestand) wird gemäß nachfolgender Matrix mit dem Wert des Bestandsindikators (Nachweisaktualität) verschnitten.

⁴⁰ Methodik: Gezielte Beobachtung mit einem Aufwand von etwa 1 Exkursionstagen pro 10 ha und/oder Zucht

	Nachweisaktualität			
„Habitat“		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

46.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Eine Beurteilung erfolgt unter Auswertung der festgestellten Erhaltungszustände der Einzelpopulationen.

47 1086 CUCUJUS CINNABERINUS (SCOPOLI, 1763)

47.1 Schutzobjektsteckbrief

47.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Scharlachroter Plattkäfer

Synonyme: *Cantharis sanguinolenta* Linnaeus, *Cucujus depressus* Fabricius

47.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Cucujidae (Plattkäfer), Cucujini

Merkmale: *Cucujus cinnaberinus* ist mit 11-15 mm Körperlänge ein mittelgroßer Käfer. Die Art ist – nomen est omen – dorsiventral stark abgeflacht und durch die einfarbig scharlachrote Körperoberseite unverwechselbar gekennzeichnet. Auch die in höheren Entwicklungsstadien gelblich-rötlichen Larven sind stark abgeflacht und unter Berücksichtigung einiger mikroskopischer Merkmale der Kopfkapsel und der Hinterleibsanhänge leicht von den habituell sehr ähnlichen Larven der Feuerkäfer (Pyrochroidae) zu unterscheiden (vgl. z. B. KLAUSNITZER 1996, 2001, PALM 1941).

47.1.3 Biologie

Die Individualentwicklung von *Cucujus cinnaberinus* vollzieht sich über einen Zeitraum von zumindest zwei Jahren (BUSSLER 2002, PALM 1941, 1959). In den Monaten Juli bis August erfolgt die Verpuppung unter der Rinde unterschiedlicher Hölzer (siehe unten) in Bastzwischen-schichten oder herausgenagten Vertiefungen zwischen Bast und Kambium. Dabei werden zwar keine eigentlichen Puppenkammern angelegt, doch umgeben sich die Larven mit einem feinen Kranz aus zernagten Holzspänen (BUSSLER 2002, HANSEN 1994). Nach nur ein bis zwei Wochen andauernder Puppenruhe schlüpfen die Käfer, bleiben jedoch noch längere Zeit am Ort ihres Schlupfes (LUNDBLAD 1943, PALM 1941). BUSSLER (2002) vermutet sogar, dass die Imagines gewöhnlich bis zum Frühjahr des darauffolgenden Jahres an ihren Entwicklungsstätten, d. h. unter den Rinden, verweilen. In den Zeitraum von der zweiten Aprilhälfte bis in die erste Junihälfte fällt die Hauptaktivitätszeit der Imagines. In dieser Phase sind sie dann auch auf der Oberfläche von Rinden mit einem tageszeitlichen Schwerpunkt in den späten Nachmittagsstunden aktiv (BUSSLER 2002). Die Käfer sind dabei außerordentlich scheu und verbergen sich bei Beunruhigung rasch in Rindenspalten (BUSSLER 2002, PALM 1941). Über Geschlechterfindung, Kopulation und Eiablage ist wenig bekannt, doch wird angenommen, dass diese Verhaltensweisen an besonders gut geeigneten Entwicklungsbäumen (sog. „Rendez-vousplätze“) stattfinden. Dorthin werden die Käfer wahrscheinlich durch Rindenduftstoffe, die beim Absterben der potenziellen Brutbäume freierwerden, angelockt. Flugaktivität („Schwärmflüge“) bleibt auf diese Phase der jahreszeitlichen Aktivität beschränkt.

Die Eiablage erfolgt in den Monaten Mai und Juni wahrscheinlich in Rissen und Spalten von Rinden zumeist frisch abgestorbener Bäume (siehe unten). Obgleich die genaue Zahl an Larvenstadien bislang unbekannt ist, schließt BUSSLER (2002) aus Kopfkapsel-Vermessungen auf 5 Larvenstadien. Dabei räumt er dem ersten Stadium eine Entwicklungsdauer von fast einem Jahr ein. Das letzte Larvenstadium erreicht eine Körperlänge von bis zu 25 mm.

Die Ernährung der Larven und Imagines unter Freilandbedingungen ist weitgehend ungeklärt. Aus Zuchtversuchen geht hervor, dass sowohl pflanzliche (Bast) als auch tierische Nahrung (Grabwespen, Hummeln, Bockkäferlarven etc.) angenommen wird und ebenso Kannibalismus auftritt (HANSEN 1994, PALM 1941, REITTER 1911).

47.1.4 Autökologie

Cucujus cinnaberinus besiedelt unterschiedlichste Wald-Lebensräume von der planaren bis in die montane Höhenstufe. Dabei besteht eine deutliche Bevorzugung von Auwäldern des Tieflandes einerseits und von Bergmischwäldern andererseits. Darunter fallen u. a. die FFH-Lebensraumtypen „Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald“ (Code 9140), „Schlucht- und Hangmischwälder“ (Code 9180*), „Auenwälder“ (Code 91E0*) und „Hartholzauenwälder“ (Code 91F0). Die Naturnähe der Bestände ist offenbar kein entscheidender Faktor, nachdem selbst Hybridpappelkulturen mit geringem Totholzanteil (BUSSLER 2002) und junge Schottergruben-Sukzessionen besiedelt werden (eigene Beobachtungen).

Die corticole Art verbringt den Großteil ihres Lebens unter Rinden absterbender oder frisch abgestorbener Bäume. Weit mehr als 15 Arten der Laubholz-Gattungen Ahorn (*Acer*), Rosskastanie (*Aesculus*), Erle (*Alnus*), Birke (*Betula*), Buche (*Fagus*), Esche (*Fraxinus*), Pappel (*Populus*), Kirsche (*Prunus*), Eiche (*Quercus*), Weide (*Salix*) und Ulme (*Ulmus*) sowie von Nadelhölzern der Gattungen Tanne (*Abies*), Fichte (*Picea*) und Kiefer (*Pinus*) wurden bislang als Wirtsbäume dokumentiert (z. B. BUSSLER 2002, HANSEN 1994, HOLZER 1998, HOLZER & FRIESS 2001, HORION 1960, KOCH 1989, LIEBMANN 1955, ROUBAL 1936, SCHAUFUSS 1916, ROPPEL schriftl. Mitt., eigene Beobachtungen). Ausnahmsweise wird sogar Klaftholz angenommen bzw. werden alte Zaunpfähle besiedelt (KOCH 1989). Trotz breitem Wirtsspektrum bestehen offenbar Präferenzen, die als regionale Spezifitäten zum Ausdruck kommen. Beispielsweise werden in Osteuropa häufig Eichen (Tiefland) und Kiefern (Gebirge), in Nordeuropa vorzugsweise die Zitter-Pappel (*Populus tremula*) und in Bayern v. a. Hybrid-Pappel (*Populus canadensis*), Silber-Weide (*Salix alba*), Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Ulmen (*Ulmus* spp.) genutzt (BUSSLER 2002, LUCE 1996). Während Nadelhölzer in Mitteleuropa offenbar nur ausnahmsweise besiedelt werden (BUSSLER 2002, REITTER 1911), hält BUSSLER (2002) die Silber-Weide basierend auf seinen umfangreichen Untersuchungen in Bayern anhand von Fundortfrequenz und Larven-Abundanz für die am besten geeignete Baumart. In Österreich stammen ebenfalls zahlreiche Meldungen von Weiden (z. B. HOLZSCHUH 1971, KAHLEN 1997), doch werden noch häufiger Pappeln unterschiedlicher Taxa genannt (z. B. BRANCSIK 1871, FRANZ 1974, GEISER 2001, GEISER 1982, 1994, HOLZER 1999, MITTER 2001). Auf die Besonderheit des Befalls brandgeschädigter Weiden und Pappeln in den Donauauen weist KAHLEN (1997) hin. Die als Brutbaum auch in anderen Regionen bisher nicht nachgewiesene Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) wird in den Mur- und Lafnitzauen genutzt (eigene Beobachtung). In hochmontanen Lagen wurde *Cucujus cinnaberinus* in Tannen (Wildnisgebiet Dürrenstein, ZABRANSKY 2001) gefunden bzw. in Berg-Ahorn vermutet (Karwendel, KAHLEN 1997).

Die Baumart per se spielt für das Auftreten von *Cucujus cinnaberinus* offenbar keine entscheidende Rolle. Bedeutend sind hingegen Beschaffenheit und Qualität des Rinden-Choriotops. So weist BUSSLER (2002) darauf hin, dass Buchen aufgrund der fehlenden Bastzwischen-schichten und der leicht austrocknenden und dann rasch plattenförmig abfallenden Rinde nur an günstigen, d. h. feuchten Standorten besiedelt werden können. Andere Baumarten wie der Spitz-Ahorn (*Acer platanoides*) werden deshalb nur selten genutzt, da die Stammdimensionen in der Regel zu geringe Ausmaße annehmen. Auch für andere Baumarten gilt, dass dünne Stämme mit einem Durchmesser unter 20 cm nicht besiedelt werden und ein deutliches Maximum der Nutzbarkeit über einer Baumstärke von 70 cm erreicht wird. Der Aufbau individuenreicher Populationen sollte somit von dem Vorhandensein von stärkerem Totholz mit einem Durchmesser über 30 cm abhängen (BUSSLER 2002).

Cucujus cinnaberinus besiedelt sowohl liegende als auch stehende absterbende bzw. abgestorbene Stämme. An regelmäßig überschwemmten Standorten werden liegende Stämme und die untersten Stammbereiche gemieden (BUSSLER 2002, PALM 1941). Im Allgemeinen dürften liegende Stämme jedoch aufgrund des – im Zuge des Absterbeprozesses – konstanteren Mik-

roklimas bessere Bedingungen als stehende aufweisen. Junglarven fand BUSSLER (2002) ausschließlich auf seit wenigen Monaten abgestorbenen Stämmen, bei dem sich der Bast vom Kambium zu lösen beginnt, aber noch relativ fest am Bast sitzt. Derartige Stämme sind meist verpilzt und häufig von Rhizomorphen durchzogen und bieten ein für das Überleben der Stadien 1 und 2 notwendiges feuchtes Milieu. Ältere Larvenstadien waren hingegen auch in Stämmen zu finden, die seit mindestens einem bis maximal 5 Jahren abgestorben oder gefällt bzw. gelagert waren. Hier traten die Larven auch an Stellen auf, die als mäßig feucht bis mäßig trocken zu klassifizieren sind. Auch waren Rinde und Splint durch die Fraßtätigkeit anderer Insekten bereits stark zersetzt. Entgegen der Angaben von PALM (1941) fanden sich ältere Larven auch auf Stämmen, die von Ameisen bewohnt waren (BUSSLER 2002).

47.1.5 Populationsökologie

Über die Populationsökologie von *Cucujus cinnaberinus* ist bekannt, dass regelmäßig bedeutende Schwankungen der Siedlungsdichten auftreten können (GEISER 1994). Dies legt den Schluss nahe, die Art als r-Strategen zu bezeichnen, der kurzlebige Biochore aufgrund der relativ guten Ausbreitungsfähigkeit zu nutzen imstande ist.

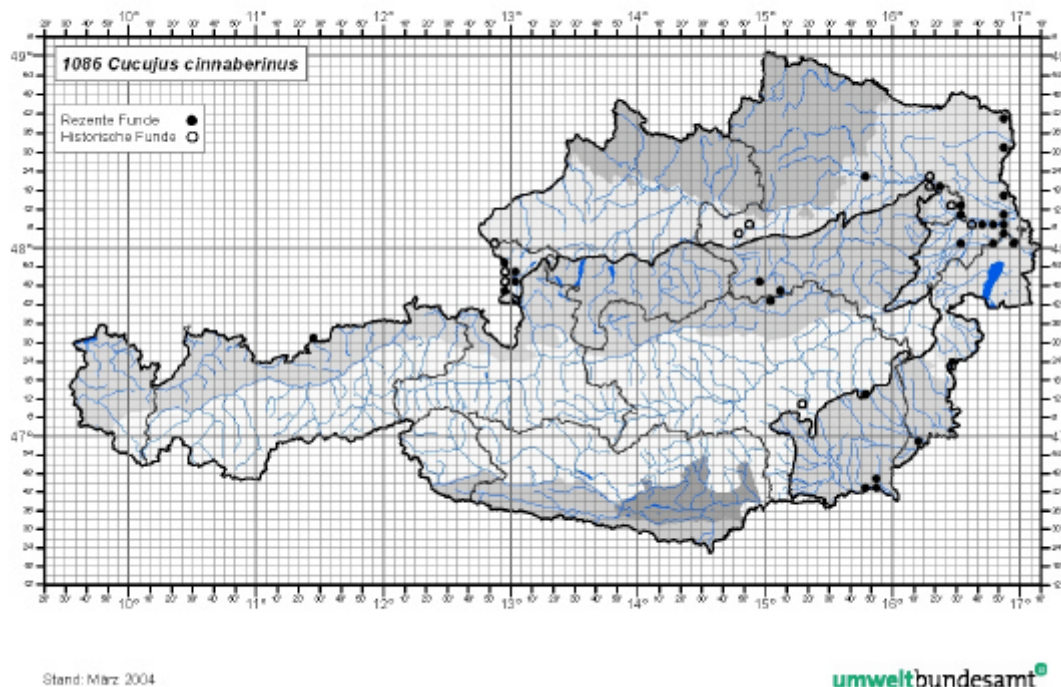
Auf der Basis lediglich weniger Individuen fand BUSSLER (2002) eine Geschlechterverteilung von durchschnittlich 1,7 Männchen gegenüber einem Weibchen.

47.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Cucujus cinnaberinus* ist ein zentral-nordosteuropäisches Element, dessen Verbreitung – an der Nordgrenze offenbar in guter Übereinstimmung mit dem Areal der Zitter-Pappel (*Populus tremula*) – von Mitteleuropa im Westen, Ukraine und Bosnien im Osten bzw. Südosten sowie Schweden und Russland im Norden bzw. Nordosten reicht (z. B. BURAKOWSKI et al. 1986, HORION 1960, LUCE 1996). Eine alte Meldung aus Süditalien (PORTA 1929) weitab des zusammenhängenden Verbreitungsgebietes wird auf eine Verwechslung mit dem nah verwandten *C. haematodes* Erichson zurückgeführt (LUCE 1996).

Europa: Innerhalb der EU 15 sind Vorkommen aus Deutschland (Südbayern), Finnland, Österreich und Schweden bekannt (z. B. LUCE 1996, LUNDBERG 1986). Sie verteilen sich auf die alpine, kontinentale und boreale biogeografische Region.

Österreich: In Österreich sind einige Nachweise aus den Bundesländern Wien, Niederösterreich, Burgenland, Oberösterreich, Steiermark, Salzburg und Tirol bekannt. Die Schwerpunkt-vorkommen liegen in den Auen der Flüsse Donau, March, Leitha und Salzach (z. B. FRANZ 1974, GEISER 2001, MITTER 2001, PITTIONI 1943, ROPPEL & DRIES 1987, SCHÖNMANN 1972). Während ein Großteil der Fundpunkte der planaren Höhenstufe zuzuordnen ist, sind Populationen aus der collinen (z. B. St. Johann bei Herberstein, HOLZER 1998, 1999; Salzachauen bei Ostermiething, HORION 1960) und montanen Höhenstufe (Geschriebenstein, KAZSAB 1937 in FRANZ 1974; Dürrensteingebiet, ZABRANSKY 2001; Karwendel, KAHLLEN 1997) seltener. Das tiefste Vorkommen in Marchegg (eigene Beobachtung) auf 140 m steht dem höchstgelegenen Nachweis auf 950 m im Dürrensteingebiet (RESSL mündl. Mitt.) gegenüber.



47.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die IUCN Red List of Threatened Species führt *Cucujus cinnaberinus* in der Kategorie „VU, vulnerable“ (IUCN 2003). In Österreich scheint die von GEISER (1994) als potenziell gefährdet eingestufte Art nur regional in ihren Beständen bedroht zu sein. Dies gilt für jene Vorkommen, die außerhalb der großflächigen Auwälder von Donau, March und Salzach gelegen sind, für Vorkommen am südöstlichen Arealrand (Murauen) und insbesondere für isolierte Populationen in der collinen und montanen Höhenstufe.

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Annex II der Berner Convention.

Gefährdungsursachen: Unter arealweiter Betrachtung ist *Cucujus cinnaberinus* wie viele andere Totholz bewohnende Käfer im Rückgang begriffen. Insbesondere an den Arealrändern sind einst bestätigte Vorkommen heute verschwunden. Ursachen hierfür sind die modernen Praktiken der Forstwirtschaft, die es Bäumen nicht erlaubt zu altern und zu sterben bzw. danach trachten, wirtschaftlich minderwertiges Holz wie die Zitterpappel systematisch aus den Wäldern zu entfernen (VAN HELDSINGEN et al. 1996).

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Schutzmaßnahmen müssen – ganz allgemein – darauf abzielen, den Alt- und Totholzanteil unserer Wälder zu erhöhen. BUSSLER (2002) erwähnt auch den positiven Effekt durch die Anwesenheit des Bibers, ein Aspekt der auch in den Marchauen bei Drösing bestätigt werden konnte (eigene Beobachtung). Die nur kleinen und offenbar punktuell vorhandenen Vorkommen in der collin-montanen Höhenstufe wären durch den Erhalt und die Entwicklung laubholzreicher Bergmischwälder zu fördern.

47.1.8 Verantwortung

Innerhalb der derzeitigen Grenzen der EU 15 stellt Österreich die umfangreichsten Bestände von *Cucujus cinnaberinus* und besitzt daher eine hohe Verantwortung zur Erhaltung der Art.

Zudem ist das Vorkommen der Art in den Auen der Grenzmur tiergeografisch und damit zum Erhalt der genetischen Vielfalt des Taxons bedeutend, da es sich am südwestlichen Rand des Verbreitungsgebietes befindet.

47.1.9 Kartierung

Der Nachweis von *Cucujus cinnaberinus* erfolgt am einfachsten über gezielte manuelle Hand- suchte (KÖHLER 2001). Dabei werden noch anhaftende Rinden absterbender oder toter Laub- bäume vorsichtig abgelöst und die morsche Bastschicht auf die Präsenz von Larven, Käfern oder deren Resten abgesucht. Dem Einsatz dieser Methode sind keine jahreszeitlichen Ein- schränkungen, sehr wohl jedoch naturschutzfachlich begründete Grenzen gesetzt. So sollte der Umfang des Entrindens möglichst kleinflächig gehalten werden und auf invasive Vollenrin- dung ganzer Stämme unbedingt verzichtet werden.

Zur Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, Brutbäume, Käfer, Larven etc.) und einzelne Larven sowie ev. vorhandene Chitinreste aufgesammelt und aufbewahrt werden. Die Lokalisierung der Brutbäume bzw. Fundstellen muss möglichst präzise (z. B. als Eintrag auf einem Luftbild oder mit Hilfe eines GPS-Gerätes) erfolgen.

47.1.10 Wissenslücken

Über die Verbreitung von *Cucujus cinnaberinus* herrscht nach wie vor Unkenntnis. So ist die Art aus der Steiermark erst seit wenigen Jahren bekannt (HOLZER 1998, eigene Daten) und in Kärnten bislang – trotz hoher Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens (zumindest) in den Drau- auen – bislang nicht nachgewiesen bzw. gezielt erhoben worden; ein auch aus tiergeografi- schen Gesichtspunkten bedauerlicher Umstand (siehe 1.1.6). Die Wissenslücken betreffen im allgemeinen jedoch weniger die Auen der Talräume, sondern vielmehr die bislang bis auf we- nige Ausnahmen kaum untersuchten Bergwälder.

Die zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf nationaler Ebene notwendige Rote Liste- Einstufung ist aktualisierungsbedürftig.

47.1.11 Literatur und Quellen

Zitierte Literatur:

- BRANCSIK, C. (1871): Die Käfer der Steiermark. Paul Cieslar, Graz. 114 pp.
- BURAKOWSKI, B., MROCZKOWSKI, M. & STEFANSKA, J. (1986): Coleoptera, Cucujoidea 1. Catalo- gus faunae Poloniae 23. 266 pp.
- BUSSLER, H. (2002): Untersuchungen zur Faunistik und Ökologie von *Cucujus cinnaberinus* (Scop., 1768) in Bayern. Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen 51: 42-60.
- FRANZ, H. (1974): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band IV, Coleoptera 2. Wagner Innsbruck. 707 pp.
- GEISER, E. (2001): Die Käfer des Landes Salzburg. Faunistische Bestandserfassung und tiergeografi- sche Interpretation. Monographs on Coleoptera 2. 706 pp.
- GEISER, R. (1982): 10. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Bayerischer Koleopterologen. Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen 31: 33-47.
- GEISER, R. (1994): Rote Liste der Cucujidae (Plattkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie. 149-151.
- HANSEN, S. O. (1994): *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) ("Sinoberbille") gjenfunnet i Norge (Col. Cucujidae). Fauna Norvegica Ser. B 41: 86-88.
- HOLZER, E. (1998): Erstnachweise und Wiederfunde für die Käferfauna der Steiermark (III). Mitteilun- gen der Abteilung Zoologie am Landesmuseum Joanneum 51: 35-48.

- HOLZER, E. (1999): Erstnachweise und Wiederfunde für die Käferfauna der Steiermark (IV). *Joannea – Zoologie* 1: 49-59.
- HOLZER, E. & FRIESS, T. (2001): Bestandsanalyse und Schutzmaßnahmen für die EU-geschützten Käferarten *Cucujus cinnaberinus* Scop., *Osmoderma eremita* Scop., *Lucanus cervus* (L.) und *Cerambyx cerdo* L. (Insecta, Coleoptera) im Natura 2000-Gebiet Feistritzklamm/Herberstein (Steiermark, Österreich). – *Entomologica Austriaca* 1: 11-14.
- HOLZSCHUH, C. (1971): Bemerkenswerte Käferfunde in Österreich 1. Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt 94: 3-65.
- HORION, A. (1960): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band VII: Clavicornia 1. Teil. Verlag Feyel, Überlingen. 346 pp.
- IUCN (2003): 2003 IUCN Red List of Threatened Species <www.redlist.org>.
- KAHLEN, M. (1997): Forschung im Alpenpark Karwendel. Die Holz- und Rindenkäfer des Karwendels und angrenzender Gebiete. Natur in Tirol., Sonderband 3. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck. 151 pp.
- KLAUSNITZER, B. (1996): Pyrochroidae. In KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 3. Band: Polyphaga Teil 2. Goecke & Evers, Krefeld. 323-327.
- KLAUSNITZER, B. (2001): Cucujidae. In KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 6. Band: Polyphaga Teil 5. Goecke & Evers, Krefeld. 129-135.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 2. Goecke & Evers, Krefeld. 382 pp.
- KÖHLER, F. (2001): Scharlachkäfer (*Cucujus cinnaberinus*). In FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. *Angewandte Landschaftsökologie* 42: 295-297.
- LIEBMANN, W. (1955): Käferfunde aus Mitteleuropa einschließlich der österreichischen Alpen. Ziemsen, Wittenberg. 165 pp.
- LUCE, J.-M. (1996): *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1774). In HELSDINGEN, P. J. van, WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. *Nature and Environment* 79: 27-30.
- LUNDBERG, S. (1986): *Catalogus Coleopterorum Sueciae*. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm. 155 pp.
- LUNDBLAD, O. (1943): Nagra skalbaggsfynd. *Entomologisk Tidskrift* 64: 177-194.
- MITTER, H. (2001): Bestandsanalyse und Ökologie der nach FFH-Richtlinie geschützten Käfer in Oberösterreich (Insecta, Coleoptera). *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs* 10: 439-448.
- PALM, T. (1941): Über die Entwicklung und Lebensweise einiger wenig bekannten Käfer-Arten im Urwaldgebiet am Fluss Dalälven (Schweden). *Opuscula Entomologica Supplementum* 6: 17-26.
- PALM, T. (1959): Die Holz- und Rinden-Käfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. *Opuscula Entomologica Supplementum* 16. 374 pp.
- PITTIONI, E. (1943): Die Käfer von Niederdonau: Die Curti-Sammlung im Museum des Reichsgaues Niederdonau. I-III. Verlag Kühne, Wien-Leipzig. 189 pp.
- PORTA, A. (1929): *Fauna Coleopterorum Italica*. 3. Diversicornia. Piacenza. 466 pp.
- REITTER, E. (1911): *Fauna Germanica*. Die Käfer des Deutschen Reiches. Bd. 3. Stuttgart. 436 pp.
- ROPPEL, J. & DRIES, B. (1987): Bemerkenswerte Käfervorkommen in Niederösterreich und im Burgenland (Col., Cerambycidae, Clavicornia, Cleridae, Scarabaeidae, Sternoxia, Teredila). *Nachrichtenblatt bayerischer Entomologen* 36: 103-109.
- ROUBAL, J. (1936): *Katalog Coleopter (Brouku) Slovenska a Podkarpatske Rusi* II. Bratislava. 434 pp.

- SCHAUFUSS, C. (1916): Calwer's Käferbuch. Einführung in die Kenntnis der Käfer Europas. Bd. 1. Stuttgart. 709 pp.
- SCHÖNMANN, R. (1972): Die Tierwelt des Auwaldbereiches. In STARMÜHLNER, F. & EHRENDORFER, F. (Hrsg.): Naturgeschichte Wiens Bd. II. 757-809.
- ZABRANSKY, P. (2001): Xylobionte Käfer im Wildnisgebiet Dürrenstein. In Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hrsg): Forschungsbericht LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. 149-179.

Zusätzliche Fundort-Literatur:

- FRANZ, H. (1972): Urwaldrelikte in der Koleopterenfauna des pannonischen Klimagebietes im Osten Österreichs (Col.). Folia Entomologica Hungarica 25: 313-324.
- REDTENBACHER, L. (1874): Fauna Austriaca. Die Käfer, erster Band. Carl Gerold's Sohn, Wien. 564 pp.

Quellen unpublizierter Funde:

Auf Anfrage wurden dankenswerter Weise von nachfolgend genannten Koleopterologen Daten in schriftlicher oder mündlicher Form weitergegeben:

DRIES, B., GLADITSCH, S., KOFLER, A., LEBENBAUER, T., LEGORSKY, F., PROBST, J., RAUSCH, H., RESSL, F., ROPPEL, J., SCHMÖLZER, K., SCHUH, R.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz), www.biologiezentrum.at/biowww/de/zobo

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Heinz Bussler, (D, Feuchtwangen)

Dipl. biol. Remigius GEISER (Salzburg)

Erwin HOLZER (Anger)

Mag. Wolfgang PAILL, Ökoteam – Institut für Faunistik und Tierökologie (Graz)

Rudolf SCHUH (Wien)

Petr ZABRANSKY, Universität für Bodenkultur, Forstentomologie (Wien)

47.2 Indikatoren und Schwellenwerte

47.2.1 Indikatoren für die Population (Einzelbestand auf lokaler Ebene)

Die Abgrenzung von Populationen kann aufgrund fehlender Daten nicht fachlich biologischen Grundlagen unterliegen, sondern muss pragmatisch unter gutachterlicher Einschätzung erfolgen. Hierbei können beispielsweise waldfreie Zonen über mehrere hundert Meter Ausdehnung als Grenzen zwischen Einzelbeständen auf lokaler Ebene interpretiert werden.

Da Populationsdichten nur mit sehr hohem Untersuchungsaufwand ermittelbar sind, wird als Alternative im Zuge der Bewertung die Nachweishäufigkeit als Ergebnis der Anwendung einer einigermaßen standardisierbaren Methodik herangezogen.

Habitatindikatoren	A	B	C
Flächengröße	Das (potenzielle) Siedlungsgebiet der lokalen Population erstreckt sich über eine Fläche von > 100 ha	Das (potenzielle) Siedlungsgebiet der lokalen Population umfasst eine Fläche von 10-100 ha	Das (potenzielle) Siedlungsgebiet der lokalen Population umfasst eine Fläche von < 10 ha
Dichte an potenziellen Entwicklungsorten	Hohe Totholzdichte. Pro ha durchschnittlich > 10 absterbende oder frisch abgestorbene (stehende oder liegende) Laubbäume (oder größere Teile) mit großteils intakter Borke in lichter Wald- oder Waldrandlage vorhanden	Mittlere Totholzdichte. Pro ha durchschnittlich 3-10 absterbende oder frisch abgestorbene (stehende oder liegende) Laubbäume (oder größere Teile) mit großteils intakter Borke in lichter Wald- oder Waldrandlage vorhanden	Geringe Totholzdichte. Pro ha durchschnittlich < 3 absterbende oder frisch abgestorbene (stehende oder liegende) Laubbäume (oder größere Teile) mit großteils intakter Borke in lichter Wald- oder Waldrandlage vorhanden
Fortbestand	Lebensraum auf absehbare Zeit gesichert bzw. (aus Sicht des Schutzgutes) in positiver Entwicklung	Gefährdung auf maximal 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen (z. B. unausgeglichener Alteraufbau mit Überwiegen junger oder bereits abgestorbener Bäume) absehbar	Gefährdung auf > 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen (z. B. unausgeglichener Alteraufbau mit Überwiegen junger oder bereits abgestorbener Bäume) absehbar
Populationsindikatoren	A	B	C
Nachweishäufigkeit⁴¹	Nachweis von jeweils mehreren Larven an zumindest 2 Stellen	Nachweis von mehreren Larven an zumindest 1 Stelle im Gebiet oder von Einzelindividuen (Larve oder adulter Käfer) an zumindest 2 Stellen	Nachweis von Einzelindividuum (Larve oder adulter Käfer) oder kein aktueller Nachweis

47.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Erhaltungszustand der Population(en)

A: zumindest 1 Population im hervorragenden Erhaltungszustand oder zumindest 2 Populationen im guten Erhaltungszustand

B: zumindest 1 Population im guten Erhaltungszustand

C: Population(en) im mittel-schlechten Erhaltungszustand

Anteil besiedelter versus potenziell besiedelbarer Fläche

A: In zumindest gutem Erhaltungszustand besiedelte Fläche nimmt > 20% der verfügbaren Fläche (potenzielle Laub(misch)wald-Standorte in planar-montaner Lage mit feuchtwarmer Charakteristik) ein

⁴¹ Methodik (siehe auch 1.1.9): Gezielte Handsuche mit einem Aufwand von etwa einem Exkursionstag je 10 ha Wald.

B: In zumindest gutem Erhaltungszustand besiedelte Fläche nimmt 5 - 20% der verfügbaren Fläche (potenzielle Laub(misch)wald-Standorte in planar-montaner Lage mit feuchtwarmer Charakteristik) ein

C: In zumindest gutem Erhaltungszustand besiedelte Fläche nimmt < 5% der verfügbaren Fläche (potenzielle Laub(misch)wald-Standorte in planar-montaner Lage mit feuchtwarmer Charakteristik) ein

47.3 Bewertungsanleitung

Voraussetzung für Bewertung: gezielte Nachsuche in den vergangenen 6 Jahren; ansonsten Population bzw. Gebiet nicht beurteilbar.

47.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Aus den 2 Habitatindikatoren (Flächengröße, Dichte an potenziellen Entwicklungsorten) und dem Beeinträchtigungsindikator (Beeinträchtigung/Fortbestand) wird ein Mittelwert gebildet („Habitat“) und gemäß nachfolgender Matrix mit dem Wert des Bestandsindikators (Nachweishäufigkeit) verschnitten.

		Nachweishäufigkeit		
		A	B	C
„Habitat“	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

47.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

		Erhaltungszustand der Population(en)		
		A	B	C
Anteil besiedelter Fläche	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

48 1087* ROSALIA ALPINA (LINNAEUS, 1758)

48.1 Schutzobjektsteckbrief

48.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Alpenbock

Synonyme: keine

48.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Cerambycidae (Bockkäfer), Cerambycinae

Die gleichermaßen auffällige wie variable Art gab Anlass zur Beschreibung von weit über 100 Formen (Variationen und Abberationen, siehe z. B. DEMELT 1956); bemerkenswert sind beispielsweise der einfarbig blaue *unicolor* Plavilstshikov sowie der fast schwarze *croissandeau* Pic.

Merkmale: *Rosalia alpina* ist mit 15-38 mm Körperlänge ein großer Käfer. Als einer der farbenprächtigsten Vertreter der heimischen Bockkäfer entspricht er dem typischen Aussehen dieser häufig mit körperlangen Antennen ausgestatteten Käfer. Der Alpenbock ist mit dem grau- bis hellblauen Körper, der charakteristischen schwarzen Flügeldecken-Fleckenzeichnung sowie den am Ende von 3. bis 6. Antennenglied büschelförmig behaarten Antennen auch für Laien unverkennbar. Als „Österreichisches Insekt des Jahres 2001“ gewann er zuletzt an Popularität (GEPP 2002).

Rosalia alpina ist im Larvalstadium bestimmbar (KLAUSNITZER 1997) sowie anhand der Schlupflöcher sicher nachweisbar. Letztere stehen senkrecht zum Faserverlauf des Holzes und besitzen eine hochovale, seitlich parallele Form. Dabei schwankt die Größe des Bohrloches aufgrund der Körpergrößen-Variabilität zwischen 4,5 x 7,5 mm und 7,0 x 12,0 mm und das Verhältnis von Breite zu Länge zwischen 1:1,5 und 1:1,85 (BUSSLER & SCHMIDL 2000, BENSE 2001, WOLF 2001). Zusätzlich gibt die Färbung von Mehl und Bohrröffnung Auskunft über die Aktualität des Schlupfloches (BENSE 2001).

48.1.3 Biologie

Die Individualentwicklung von *Rosalia alpina* vollzieht sich über einen Zeitraum von drei bis vier, unter extremen Verhältnissen zwischen zwei und sieben Jahren (BENSE 2001, KIRCHNER 1999, GATTER 1997). Nach der Verpuppung im Frühjahr bzw. Frühsommer schlüpfen die fertigen Käfer ab Ende Juni und leben dann nur noch wenige Wochen. Die Aktivitätszeit erstreckt sich bis Anfang September mit einem – in normalen Jahren – ausgeprägten Maximum von Mitte Juli bis Mitte August (z. B. DEMELT 1956, ADLBAUER mündl. Mitt.). Frisch geschlüpfte Käfer halten sich zunächst an ihren Bruthölzern auf. Dort kommt es auch zu Scheinkämpfen rivalisierender Männchen, die zur Besetzung einzelner als Entwicklungs-Lebensräume potenziell geeigneter Holzpartien führt (BARKHAUSEN 2002, DEMELT 1956, KIRCHNER 1978). Nach der Kopulation legen die Weibchen eine unbekannte Anzahl an Eiern mittels kurzer Legeröhre einzeln in Rindenspalten oder Trockenrisse der Bruthölzer (TRAUTNER et al. 1989). Die geschlüpfen Larven beginnen sofort im Splintholz zu fressen, während die nährstoffarme Kernzone wie auch der borkennahe Bast weitgehend gemieden werden (BUSSLER & SCHMIDL 2002). Auch PALM (1959) beschreibt die laut KLAUSNITZER (1997) maximal 40 mm lange Larve als Nutzer der Zone zwischen weichem und hartem Holz. Die Letztlarve frisst sich schließlich an die Oberfläche des Holzes heran und verpuppt sich in

einer bogenförmig vom Fraßgang abgesetzten Puppenwiege, die zumeist mit Holzspänen zum vorgebohrten Schlupfloch verschlossen ist (TRAUTNER et al. 1989).

Rosalia alpina ist vor allem bei warmem, sonnigem und windstillem Wetter untertags aktiv. Die Käfer sitzen und laufen entweder an sonnenexponierten Stellen ihrer Bruthölzer – DEMELT (1956) gibt an stehenden Stämmen und größeren Ästen Sitzwarten in 3-6 m Höhe an – oder unternehmen (zuweilen ausgedehnte) Schwärm- oder Dispersionsflüge. Nur bei großer Hitze ziehen sie sich auf beschattete Stellen zurück (BUSSLER & SCHMIDL 2000). Der Alpenbock ist ausgesprochen flüchtig, lässt sich bei Störung rasch fallen und verfällt in Thanatose (DEMELT 1956).

Die Bedeutung von Nahrung zur Erlangung der sexuellen Reife ist nicht geklärt. Allerdings liegen nur sehr vereinzelte Beobachtungen zum Blütenbesuch (LUCE 1996) sowie zur Nutzung von Pflanzensäften (BUSSLER & SCHMIDL 2000) vor, die eine gezielte Nahrungsaufnahme imaginaler Käfer vermuten lassen.

Unter den Begleitarten von *Rosalia alpina* werden vor allem weitere Bockkäfer genannt. PALM (1959) erwähnt mit *Corymbia scutellata* (Fabricius) und *Leptura aurulenta* Fabricius Arten mit Affinitäten zu alten, wämebegünstigten Buchenwäldern.

48.1.4 Autökologie

Rosalia alpina lebt in sonnenexponierten, bodentrockenen, zumeist steilen Buchen- und Bergmischwäldern der montanen bis subalpinen Höhenstufe. KAHLEN (1997) nennt Karbonat-Buchen- und Fichten-Tannen-Buchenwälder als Lebensraum des Alpenbocks im Karwendel, während BUSSLER & SCHMIDL (2000) Blaugras-Buchen- und Linden-Mischwälder aus Bayern anführt. Darunter fallen u. a. die FFH-Lebensraumtypen „Waldmeister-Buchenwald“ (Code 9130), „Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald“ (Code 9140) und „Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald“ (Code 9150). Fast alle Vorkommen beschränken sich auf Standorte mit karbonatischem Untergrund (z. B. ADLBAUER 1990), da die wärmeliebende Art nur hier ausreichend lückige Lebensräume vorfindet, wohingegen Buchenwälder anderenorts zu hohe Kronenschlüsse erreichen (z. B. BUSSLER & SCHMIDL 2000). Neben aufgelockerten und altersstrukturierten Waldbeständen sind auch „Katastrophenflächen“ wie Brandsukzessionen, Windbruch- und Lawinhänge u. U. geeignete Lebensräume des Alpenbocks (z. B. GEISER 1980, ZABRANSKY 2003).

In Mitteleuropa wird überwiegend die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) genutzt. Unter den entsprechenden Standortbedingungen sind jedoch auch Berg-Ulme (*Ulmus glabra*) und Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) geeignet (BUSSLER & SCHMIDL 2000, KAHLEN 1997, ZABRANSKY 2001). Nur ausnahmsweise dürften jedoch Arten der von ALLENSPACH (1973), HORION (1974) und LUCE (1996) aufgelisteten Gattungen Erle (*Alnus*), Hainbuche (*Carpinus*), Esche (*Fraxinus*), Walnuss (*Juglans*), Apfel (*Malus*), Eiche (*Quercus*) und Weide (*Salix*) angenommen werden.

Als Entwicklungslebensraum wird in Zersetzung befindliches Holz von in erster Linie frisch abgestorbenen Stämmen und Stümpfen an rasch austrocknenden Stellen angenommen (z. B. BUSSLER & SCHMIDL 2000). Bevorzugt werden stehende oder jedenfalls nicht ganz aufliegende Strukturen, deren Zersetzungs-Sukzession sich von jener am Boden situierter, mehr oder weniger feuchter Stämme deutlich unterscheidet. Geeignet sind jedoch auch Schadstellen oder absterbende Teile an noch lebenden Bäumen, wie sie infolge von Rindenschäden entstehen. Hierbei kommt mechanischen Einwirkungen genauso Bedeutung zu wie Schäden infolge von Sonnenbrand (GATTER 1997) oder durch den Befall des Buchenprachtkäfers *Agilus viridis* (Linnaeus). Die Dicke der Bruthölzer ist nicht entscheidend. So werden selbst dünne Äste ab einem Durchmesser von 10 cm in der Kronenregion durrer Bäume genutzt (BUSSLER & SCHMIDL 2000, WOLF & DUELLI 2000). Zur Eiablage wird rindenloses, oberflächlich rissiges

Holz aufgesucht (ZABRANSKY 2001), ein Zustand, der nach Schlägerungen gesunder Bäume u. U. erst nach einigen Jahren eintritt (BENSE 1997).

Holzklafter sind weitere Strukturen, die vom Alpenbock besiedelt werden. In unübersichtlichen Waldgebieten sind an diesen Stellen nicht nur Nachweise von Käfern relativ leicht zu tätigen, sondern sie dienen auch als (potenzielle) Entwicklungslebensräume. Auf den häufig ausgesprochen negativen Falleneffekt durch zu frühen Abtransport des Holzes weisen zahlreiche Autoren hin (ADLBAUER 1992, DEMELT 1956, RESSL 1980, ZABRANSKY 2001).

48.1.5 Populationsökologie

Über Siedlungsdichten des Alpenbocks sind nur wenige Daten verfügbar. Die Zählung frischer Schlupflöcher durch BENSE (2001) erbrachte bedeutend höhere Zahlen, als durch die ausschließliche Erfassung imaginaler Käfer erwartet worden war. GATTER (1997) führte Markierungsexperimente durch und fand in Gebieten von 1-3 ha Größe 62 bis 110 Käfer pro Jahr. Vielerorts typisch ist, dass die Art über längere Zeiträume hinweg nur punktuell vorkommt und unter der Nachweisgrenze bleibt, durch natürliche Faktoren wie Windwürfe, Eis- und Schneebrüche, Lawinen, Waldbrände oder Trockenperioden jedoch plötzlich günstige Bedingungen als Basis für eine stärkere Vermehrung vorfindet.

Die individuellen Markierungen von GATTER (1997) belegen, dass der Alpenbock ausgedehnte Dispersionsflüge über mehrere Kilometer durchführt, auch ohne dass er durch widrige Biotopverhältnisse dazu veranlasst wäre. BUSSLER & SCHMIDL (2000) weisen sogar auf erhöhte Dispersionsbereitschaft in Jahren mit hohem Brutholzangebot hin.

Rosalia alpina bildet hinsichtlich seiner Populationsdynamik als temporärer Strategiewechslers einen Mischtyp zwischen K- und r-Strategie ab (BUSSLER & SCHMIDL 2000). Besonders geeignete Brutbäume können einige Generationen beinhalten und viele Jahre hindurch nutzbar bleiben (BUSSLER & SCHMIDL 2000). Der Alpenbock ist zwar ortstreu, jedoch auch in der Lage neu entstandene Strukturen rasch zu besiedeln.

Als Fressfeinde des Alpenbocks kommen u. a. verschiedene Vogelarten in Frage. GATTER (1997) berichtet beispielsweise von einem Buntspecht, der die Puppenkammern des Käfers öffnete.

48.1.6 Verbreitung und Bestand

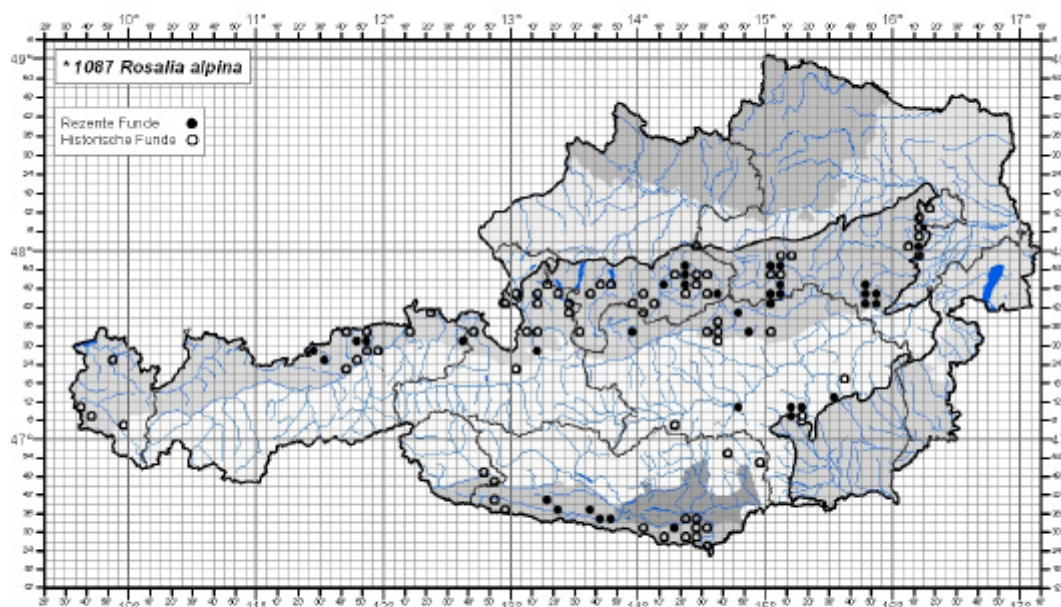
Gesamtverbreitung: *Rosalia alpina* ist ein eurokaukasisches Element, dessen Verbreitung von Nordspanien im Westen, Italien und Griechenland im Süden, Südschweden im Norden bis zum Baltischen Meer reicht (LUCE 1996).

Europa: Innerhalb der EU 15 sind bzw. waren Vorkommen aus Deutschland, Frankreich, Griechenland, Italien, Österreich, Spanien und Schweden bekannt. Sie verteilen sich auf die atlantische, alpine, boreale, kontinentale und mediterrane biogeografische Region. Während die Art im Süden zuweilen noch in guten Beständen vorkommt, ist sie am Nordrand des Areals, beispielsweise im gesamten Schweden, bereits gänzlich verschwunden (LUCE 1996).

Österreich: In Österreich wurde *Rosalia alpina* aus allen Bundesländern bis auf das Burgenland gemeldet (z. B. DEMELT & FRANZ 1990). Die meisten Vorkommen konzentrieren sich auf den Wiener Wald, die Nördlichen Kalkalpen (mit Schwerpunkt vorkommen im Eisenwurzengebiet), die Südlichen Kalkalpen (Karawanken, Karnische Alpen) sowie den Karwendel (z. B. FRANZ 1974, KAHLEN 1997, MITTER 2001, STEINER 1999).

Die Höhenverbreitung des Alpenbocks erstreckt sich von der collinen bis in die montane Region, wobei die meisten Funde aus Lagen zwischen 600 und 1000 m stammen. Deutlich abweichende Angaben aus 250 m (Helenental bei Mödling, Dia HURDES) bzw. 1900 m Höhe (Georgenberg bei Schwaz, WÖRNDLE 1955) dürften, wenn schon nicht auf Fehler beruhend,

so zumindest nicht aus dem unmittelbaren Reproduktionslebensraum der Art stammen, sondern auf Dispersionsflüge oder Verschleppung zurückgehen.



Stand: März 2004

umweltbundesamt

48.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die IUCN Red List of Threatened Species führt *Rosalia alpina* in der Kategorie „VU, vulnerable“ (IUCN 2003). In der Roten Liste gefährdeter Bockkäfer Österreichs wird er als gefährdet geführt (ADLBAUER et al. 1994), ist in einzelnen Bundesländern wie der Steiermark, in Salzburg oder in Vorarlberg jedoch mit Sicherheit stärker bedroht (z. B. ADLBAUER 2001).

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Annex II der Berner Convention.

Entwicklungstendenzen: Noch in den 20er Jahren des vergangenen Jahrhunderts war *Rosalia alpina* so häufig, dass in der Gemeinde St. Anton an der Jeßnitz Bilder aus Käfern gefertigt und verkauft wurden (RESSL 1980). Sogar DEMELT (1956) bezeichnete den Alpenbock in den 1950er Jahren noch als Sekundärschädling, der gerade in Kärnten wesentlich dazu beiträgt, alte Buchenbestände einer raschen Vernichtung entgegenzuführen. Inzwischen sind die Bestände jedoch überall stark zurückgegangen, und in einigen Regionen ist *Rosalia alpina* sogar bereits verschwunden.

Gefährdungsursachen: Während *Rosalia alpina* in einigen Regionen Europas ungefährdet ist und auch beispielsweise in Frankreich keine Arealregressionen seit Beginn des 20. Jahrhunderts zu verzeichnen waren (LUCE 1996), haben in Mitteleuropa großflächige Umwandlungen von Buchenwäldern in Fichtenplantagen und die selbst in unzugänglichen Regionen vorangetriebene Nutzungsintensivierung unserer Wälder zu einem starken Rückgang des Alpenbocks geführt.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen werden von einigen Autoren (z. B. BARKHAUSEN 2002, BENSE 1992, 1997, BUSSLER

2001, BUSSLER & SCHMIDL 2000, GATTER 1997, GEISER 1980, HOCHLEITNER & ADLBAUER 1999, RUDOLPH & LIEGL 2001, WOLF 2001) angeführt:

- Schutz und Entwicklung alterstrukturierter, aufgelockerter Bergmischwälder mit besonderem Augenmerk auf der Belassung und Anreicherung des Tot- und Altholzbestandes.
- Gewährung der natürlichen Wald-Dynamik (Prozessschutz), beinhaltend, dass „Katastrophenflächen“ bzw. Störstellen wie Windwürfe, Waldbrandflächen, Lawinhänge etc. nicht oder nur zum Teil geräumt werden.
- Belassung von Buchen-Hochstubben (geringwertige Erdstammstücke) durch Fällung in Bruthöhe.
- Bepflanzung von Weideflächen mit Einzelbäumen (Bergahorn oder Rotbuche).
- Freistellen und Ringelung von Rotbuchen.
- Gezielte Anlage von Holzstößen bzw. Schichtholzstapeln im natürlichen Lebensraum bzw. rascher Abtransport (spätestens im Mai) oder schattige Lagerung des eingeschlagenen Nutzholzes, um die Gefahr einer Siedlungsfalle zu verringern.

48.1.8 Verantwortung

Im Sinne der Arterhaltung im arealweiten Kontext sind die österreichischen Vorkommen von *Rosalia alpina* von untergeordneter Bedeutung. Berücksichtigt man jedoch die Tatsache, dass die Bestände im gesamten Mittel- und Nordeuropa stark im Rückgang sind, so kommt den österreichischen Populationen wiederum wichtige Bedeutung zur Erhaltung der genetischen Vielfalt (inneralpine Populationen) sowie in einer zukünftigen Vermittler- und Wiederbesiedlungsfunktion zwischen den Refugialbereichen im Süden und den stark reduzierten Beständen im Norden des Areals zu.

48.1.9 Erhebung

Die Kartierung des Alpenbocks gelingt am besten über das Vorhandensein der charakteristischen Ausschupflöcher. Dabei ist eine Differenzierung diesjähriger von alten Bohrungen anhand der Färbung von Mehl und Bohröffnung möglich. Während der Flugzeit im Juli und August sind auch erwachsene Käfer an ihren Bruthölzern feststellbar. Das Absuchen von Buchenholzstößen bietet eine günstige Gelegenheit rasche Nachweise zu erbringen, während die Bestätigung von Käfern an stehenden Bäumen wesentlich schwieriger oft nur durch den Einsatz eines Fernglases gelingt. Andere zur Erfassung von Totholzkäfern gewöhnlich eingesetzte Methoden wie Stammektoren, Flugfallen und Leimringe bilden keinen Ersatz für die oben genannten, sind deutlich aufwändiger und darüber hinaus durch den invasiven Charakter aus naturschutzfachlicher Sicht nicht unproblematisch.

Zur Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, Brutbäume, Ausschupflöcher, Käfer etc.) sowie ev. vorhandene Chitinreste aufgesammelt und aufbewahrt werden. Die Lokalisierung der Brutbäume bzw. Fundstellen muss möglichst präzise (z. B. als Eintrag auf einem Luftbild oder mit Hilfe eines GPS-Gerätes) erfolgen.

48.1.10 Wissenslücken

Die aktuelle Verbreitung des Alpenbocks in Österreich ist nur in wenigen Regionen ausreichend gut bekannt. Während nämlich viele Datensätze auf fortwährendes Besammeln der mehr oder weniger gleichen Fundorte zurückgehen (z. B. in den Karawanken), sind gezielte Erfassungen wie beispielsweise im Karwendel (KAHLEN 1997) und im Dürrensteingebiet (ZABRANSKY 2001) bislang kaum durchgeführt worden. Außerdem ist zur Biologie des Alpenbocks im Vergleich zu anderen auffälligen und relativ häufigen Käferarten der FFH-Richtlinie

nur wenig bekannt. Dazu zählen Aspekte der Fortpflanzungs- und Entwicklungsbiologie, der imaginalen Ernährung oder der Ausbreitungsfähigkeit.

Die zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf nationaler Ebene notwendige Rote Liste-Einstufung ist aktualisierungsbedürftig.

48.1.11 Literatur und Quellen

Zitierte Literatur

- ADLBAUER, K. (1990): Die Bockkäfer der Steiermark unter dem Aspekt der Artenbedrohung (Col., Cerambycidae). Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 120: 299-397.
- ADLBAUER, K. (1992): Die Bockkäfer des Fürstentums Liechtenstein (Col., Cerambycidae). Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg 19: 253-293.
- ADLBAUER, K. (2001): 2. Nachtrag zur Bockkäferfauna der Steiermark unter dem Aspekt der Artenbedrohung (Coleoptera, Cerambycidae). - Joannea Zoologie 3: 83-104.
- ADLBAUER, K., HOLZSCHUH, C. & ZABRANSKY, P. (1994): Rote Liste der Cerambycidae (Bockkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie. 170-176.
- ALLENSPACH, V. (1973): Insecta Helvetica Catalogus: Coleoptera, Cerambycidae. Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Zürich. 216 pp.
- BARCKHAUSEN, A. (2002): Der Alpenbockkäfer *Rosalia alpina*. Infodienst Wildbiologie und Ökologie 4: 1-8.
- BENSE, U. (1992): Zum aktuellen Vorkommen gefährdeter Käferarten an Buchentotholz im Oberen Donautal. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksstellen für Naturschutz und Landschaftspflege Tübingen und Freiburg. 65 pp.
- BENSE, U. (1997): Maßnahmen zur Stützung und Sicherung aktueller Vorkommen des Alpenbockkäfers (*Rosalia alpina*) im Donautal. Erfolgskontrolle 1997. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Tübingen. 34 pp.
- BENSE, U. (2001): Alpenbock (*Rosalia alpina*). In FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 42: 319-323.
- BUSSLER, H. & SCHMIDL, J. (2000): Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie von *Rosalia alpina* (L.) in Oberbayern. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz, Augsburg. 20 pp.
- BUSSLER, H. (2001): Alpenbock – Juwel im Bergwald. LWF aktuell 29.
- DEMELT, C. & FRANZ, H. (1990): Catalogus Faunae Austriae Teil XV: Cerambycidae. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien. 36 pp.
- DEMELT, C. (1956): Beobachtungen und Bemerkungen über *Rosalia alpina alpina* L. Entomologische Blätter 52: 170-175.
- FRANZ, H. (1974): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band IV, Coleoptera 2. Wagner Innsbruck. 707 pp.
- GATTER, W. (1997): Förderungsmöglichkeiten für den Alpenbock. AFZ/Der Wald 24: 1305-1306.
- GEISER, R. (1980): Grundlagen und Maßnahmen zum Schutz der einheimischen Käferfauna. Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 12: 71-80.
- GEPP, J. (2002): *Rosalia alpina* L. – Österreichs Insekt des Jahres 2001. Entomologica Austriaca 5: 3-4.

- HOCHLEITNER, P. & ADLBAUER, K. (1999): Artenschutz-Management „Alpenbock“ (*Rosalia alpina* L.) im Mühlbachgraben, Gemeinde Eisbach Rein. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung. 17 pp.
- HORION, A. (1974): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band XII: Cerambycidae. - Verlag Schmidt, Neustadt an der Aisch. 228 pp.
- IUCN (2003): 2003 IUCN Red List of Threatened Species <www.redlist.org>.
- KAHLEN, M. (1997): Forschung im Alpenpark Karwendel. Die Holz- und Rindenkäfer des Karwendels und angrenzender Gebiete. Natur in Tirol., Sonderband 3. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck. 151 pp.
- KIRCHNER, H. (1978): Alpenbockkäfer (*Rosalia alpina* L.). Mitteilungen Bund Naturschutz Alb-Neckar 4: 27-31.
- KIRCHNER, H. (1999): Der Alpenbockkäfer (*Rosalia alpina* L.). Mitteilungen Bund Naturschutz Alb-Neckar 25: 16-18.
- KLAUSNITZER, B. (1997): Cerambycidae. In KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 4. Band: Polyphaga Teil 3. Goecke & Evers, Krefeld. 141-267.
- LUCE, J.-M. (1996): *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758). In HELSDINGEN, P. J. van, WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Nature and Environment 79: 70-73.
- MITTER, H. (2001): Bestandsanalyse und Ökologie der nach FFH-Richtlinie geschützten Käfer in Oberösterreich (Insecta, Coleoptera). Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 10: 439-448.
- PALM, T. (1959): Die Holz- und Rinden-Käfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. Opuscula Entomologica Supplementum 16. 374 pp.
- RESSL, F. (1980): Naturkunde des Bezirkes Scheibbs. Die Tierwelt (1). Naturkundliche Arbeitsgemeinschaft des Bezirkes Scheibbs. 392 pp.
- RUDOLPH, B.-U. & LIEGL, A. (2001): Tierarten der FFH- und Vogelschutzrichtlinie: Die Leitarten für den Waldnaturschutz? LWF aktuell 30: 15-20.
- STEINER, S. (1999): Rote Liste der Bockkäfer Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15: 269-286.
- TRAUTNER, J., GEIGENMÜLLER, K. & BENSE, U. (1989): Käfer beobachten, bestimmen, Bd. 1. Neumann-Neudamm, Melsungen. 417 pp.
- WÖRNDLE, A. (1950): Die Käfer von Nordtirol. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 388 pp.
- WOLF, M. (2001): Schön, selten und mit totem Holz zufrieden: Der Alpenbock *Rosalia alpina*. Bänderwald 3: 41-49.
- WOLF, M. & DUELLI, P. (2000): *Rosalia alpina* in der Schweiz. Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 73: 182-183.
- ZABRANSKY, P. (2001): Xylobionte Käfer im Wildnisgebiet Dürrenstein. In Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hrsg.): Forschungsbericht LIFE-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein. 149-179.
- ZABRANSKY, P. (2003): Kurzportraits der FFH-Arten in Niederösterreich: Nischen und bisher bekannte Vorkommen. Unveröffentlichtes Manuskript.

Zusätzliche Fundort-Literatur

- ADLBAUER, K. (1978): Beitrag zur Verbreitung und Lebensweise der Bockkäfer der Steiermark (Col., Cerambycidae). Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 108: 197-203.
- ADLBAUER, K. (1981): Die in der Steiermark gefährdeten Bockkäfer (Coleoptera, Cerambycidae). In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund, Graz. 79-84.

- ADLBAUER, K. (1994): 1. Nachtrag zur Bockkäferfauna der Steiermark unter dem Aspekt der Artenbedrohung (Col., Cerambycidae). Mitteilungen der Abteilung Zoologie am Landesmuseum Joanneum 48: 41-62.
- DALLA TORRE, K. W. (1880): Die Käferfauna von Oberösterreich. Systematisches Verzeichnis der in Oberösterreich bisher beobachteten Käfer. Jahresbericht für Naturkunde in Österreich ob der Enns zu Linz 11. 81 pp.
- DEMELT, C. (1936): Beobachtungen und Bemerkungen über *Rosalia alpina alpina* L. Entomologische Blätter 52: 170-175.
- DEMELT, C. (1953): Entomologische Sammeltage im Waidischthal in den Karawanken. Nachrichtenblatt der Fachgruppe für Entomologie des Naturwissenschaftlichen Vereines für Kärnten 10: 186-188.
- DEMELT, C. (1971): Zusammenfassung und Revision der Bockkäferfauna in Kärnten. Carinthia II, Sonderheft 28: 395-412.
- GEISER, E. (2001): Die Käfer des Landes Salzburg. Faunistische Bestandserfassung und tiergeografische Interpretation. Monographs on Coleoptera 2. 706 pp.
- GOBANZ, J. (1855): Zur Coleopterenfauna der Steiner-Alpen und des Vellach-Thales. Verhandlungen der k.k. zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien 5: 733-754.
- HEISS, E. (1971): Nachtrag zur Käferfauna Nordtirols. Veröffentlichungen der Universität Innsbruck, Alpin-Biologische Studien 67. 178 pp.
- HÖLZEL, E. (1946): Ergebnisse der Koschuta-Explorierung 1942-1945. Carinthia II 135/55: 57-93.
- KAHLEN, M. (1987): Nachtrag zur Käferfauna Tirols. Verlag des Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck. 288 pp.
- KIEFER, H. & MOOSBRUGGER (1942): Beitrag zur Coleopterenfauna des steirischen Ennstales und der angrenzenden Gebiete. Mitteilungen der Münchner Entomologischen Gesellschaft 32: 486-536.
- KLIMSCH, E. (1899): Die Käferwelt der Umgebung Klagenfurts, besonders jene der Sattnitz. Carinthia II 89/9: 5-21, 242-247.
- KODERMANN, C. (1867): Die Käfer der St. Lamprechtter Gegend in Obersteiermark, Teil II. Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 4: 32-67.
- KOFLER, A. (1963): Interessante Käferfunde aus Osttirol. Koleopterologische Rundschau 41: 23-44.
- KOFLER, A. (1974): Zur Tierwelt um Gut Dietrichstein bei Feldkirchen in Kärnten. Carinthia II 164/84: 313-331.
- LATZEL, R. (1876): Beiträge zur Fauna Kärntens. Jahrbuch des naturhistorischen Landesmuseums von Kärnten 25: 91-124.
- LOVCIK, P. (1970): Bisherige Bockkäferfunde (Cerambycidae) aus dem Land Salzburg. Festschrift der Naturwissenschaftlichen Arbeitsgemeinschaft am Haus der Natur. 52-72.
- MAUERHOFER, A. (1977): Cerambycidae (Col.) aus dem Bezirk Weiz (Steiermark). Berichte der Arbeitsgemeinschaft für Ökologische Entomologie in Graz 8: 9-14.
- MILDNER, P. (1982): Zur Verbreitung von Wirbellosen (Vertebrata) in Kärnten. Schriftenreihe für Raumforschung und Raumplanung 24, 61 pp + Abbildungen.
- MÜLLER, A. J. (1912): Verzeichnis der Käfer Vorarlbergs. Jahresbericht des Landesmuseumsvereins für Vorarlberg 48. 203 pp.
- PALM, T. (1955): Nagra intryck fran ett besök i Karawankerna. Entomologisk Tidskrift 76: 159-165.
- PITTIONI, E. (1943): Die Käfer von Niederdonau: Die Curti-Sammlung im Museum des Reichsgaues Niederdonau. I-III. Verlag Kühne, Wien-Leipzig. 189 pp.
- ROPPEL, J. & DRIES, B. (1987): Bemerkenswerte Käfervorkommen in Niederösterreich und im Burgenland (Col., Cerambycidae, Clavicornia, Cleridae, Scarabaeidae, Sternoxia, Terebrida). Nachrichtenblatt bayerischer Entomologen 36: 103-109.

- SCHMÖLZER, K. (2001): Coleopteren aus Oberösterreich gesammelt von Prof. Dr. Josef Weis, Traun (Insecta: Coleoptera). Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 10: 125-208.
- SCHWEIGER, H. (1953): Versuch einer zoogeographischen Gliederung der rezenten Fauna des Wiener Stadtgebietes. Österreichische Zoologische Zeitschrift 4: 556-586.
- STEYRER ENTOMOLOGENRUNDE (1977): Beitrag zur Lepidopteren- und Coleopterenfauna von Oberösterreich. Manuskript 13 pp.
- WERNER, F. (1926): Zweiter Beitrag zur Kenntnis der Fauna des Lesachtals. Carinthia II 116/36: 12-17.
- WIESER, C. & KOFLER, A. (1990): Coleopteren und andere Insekten als Beifänge in der Lichtfalle Obermösach. Carinthia II 180/100: 587-596.
- ZABRANSKY, P. (1989): Beiträge zur Faunistik österreichischer Käfer mit ökologischen und bionomischen Bemerkungen 1. Teil - Familie Cerambycidae (Coleoptera). Koleopterologische Rundschau 59: 127-142.

Quellen unpublizierter Funde

Naturhistorisches Museum Wien, Landesmuseum Kärnten

Auf Anfrage wurden dankenswerter Weise von nachfolgend genannten Koleopterologen Daten in schriftlicher oder mündlicher Form weitergegeben:

K., BÖHME, J., BRANDSTETTER, C., DAUBER, D., DEMELT, C., DRIES, B., FORCKE, T., FRANZ, W., GAILBERGER, W., GEPP, J., KOFLER, A., KOMPOSCH, C., KREINER, D., HOCHLEITNER, P., HOLZER, E., MAIRHUBER, C., MITTER, H., LEBENBAUER, T., MILDNER, P., PROBST, J., RASSE, F., RAUSCH, H., RESSL, F., SCHUH, R., WIESER, C.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz), www.biologiezentrum.at/biowww/de/zobo

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Karl ADLBAUER, Landesmuseum Joanneum, Zoologie (Graz)

Dipl. biol. Remigius GEISER (Salzburg)

Mag. Peter HOCHLEITNER, Technisches Büro für Ökologie (Tallak/Eisbach)

Manfred KAHLEN, Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum (Innsbruck)

Christian MAIRHUBER (Graz)

Heinz MITTER (Steyr)

Siegfried STEINER (Klagenfurt)

Petr ZABRANSKY, Universität für Bodenkultur, Forstentomologie (Wien)

Danksagung:

Herrn Dr. Karl ADLBAUER sei für die kritische Durchsicht des Manuskripts herzlichst gedankt.

48.2 Indikatoren und Schwellenwerte

48.2.1 Indikatoren für die Population (Einzelbestand auf lokaler Ebene)

Die Abgrenzung von Populationen kann aufgrund fehlender Daten nicht fachlich biologischen Grundlagen unterliegen, sondern muss pragmatisch unter gutachterlicher Einschätzung erfolgen. Hierbei können beispielsweise Bestände entwicklungsuntauglicher Bäume oder waldfreie Zonen von wenigen hundert Metern Ausdehnung bereits als Grenzen zwischen Einzelbeständen auf lokaler Ebene interpretiert werden.

Da Populationsdichten nur mit sehr hohem Untersuchungsaufwand ermittelbar sind, werden als Alternative im Zuge der Bewertung Nachweishäufigkeiten als Ergebnis der Anwendung einigermaßen standardisierbarer Methoden herangezogen.

Habitatindikatoren	A	B	C
Anzahl aktueller Brutbäume⁴²	zumindest 10 aktuelle Brutbäume vorhanden	3-10 aktuelle Brutbäume vorhanden	weniger als 3 aktuelle Brutbäume vorhanden
Dichte an potenziellen Entwicklungsorten	Hohe Totholzdichte. Pro ha durchschnittlich > 10 abgestorbene, absterbende (vorzugsweise stehende Bäume, nicht direkt am Boden aufliegende Stämme und Stubben) oder verletzte (großflächige Rindenschäden) Buchen (ev. auch Berg-Ulme und Berg-Ahorn) in besonnter Wald- oder Waldrandlage vorhanden	Mittlere Totholzdichte. Pro ha durchschnittlich 3-10 abgestorbene, absterbende (vorzugsweise stehende Bäume, nicht direkt am Boden aufliegende Stämme und Stubben) oder verletzte (großflächige Rindenschäden) Buchen (ev. auch Berg-Ulme und Berg-Ahorn) in besonnter Wald- oder Waldrandlage vorhanden	Geringe Totholzdichte. Pro ha durchschnittlich < 3 abgestorbene, absterbende (vorzugsweise stehende Bäume, nicht direkt am Boden aufliegende Stämme und Stubben) oder verletzte (großflächige Rindenschäden) Buchen (ev. auch Berg-Ulme und Berg-Ahorn) in besonnter Wald- oder Waldrandlage vorhanden
Fortbestand	Lebensraum auf absehbare Zeit gesichert bzw. (aus Sicht des Schutzgutes) in positiver Entwicklung	Gefährdung von maximal 20 % des Lebensraumes infolge natürlicher oder anthropogener (z. B. zunehmende Laubholznutzung) Ursachen absehbar	Gefährdung von > 20 % des Lebensraumes infolge natürlicher oder anthropogener (z. B. zunehmende Laubholznutzung) Ursachen absehbar
Populationsindikatoren	A	B	C
Nachweishäufigkeit von Käfern⁴³	Nachweise von Käfern (lebende Imagines, Chitinreste) an zumindest 3 Stellen (auch Holzstöße)	Nachweise von Käfern (lebende Imagines, Chitinreste) an 2 Stellen (auch Holzstöße)	Nachweise von Käfern (lebende Imagines, Chitinreste) an 1 Stelle (auch Holzstoß) oder nur alte Nachweise

48.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Erhaltungszustand der Population(en)

A: zumindest 1 Population im hervorragenden Erhaltungszustand oder zumindest 2 Populationen im guten Erhaltungszustand

B: zumindest 1 Population im guten Erhaltungszustand oder zumindest 3 Populationen im mittel-schlechten Erhaltungszustand, die in absehbarer Zeit durch Maßnahmen miteinander vernetzbar sind

C: Population(en) im mittel-schlechten Erhaltungszustand

⁴² Methodik: Der Nachweis von Brutbäumen erfolgt über die artcharakteristischen Ausschlußpföcher mit einem Aufwand von etwa einem Exkursionstag pro 5 ha

⁴³ Methodik: Der Nachweis von Käfern erfolgt im Zuge der Brutbaumkartierungen.

48.3 Bewertungsanleitung

Voraussetzung für Bewertung: gezielte Nachsuche in den vergangenen 6 Jahren; ansonsten Population bzw. Gebiet nicht beurteilbar

48.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Die Bestandsindikatoren (Anzahl aktueller Brutbäume, Nachweishäufigkeit von Käfern) werden mittels nachfolgender Matrix auf einen Wert („Bestand“) reduziert und mit dem Mittelwert „Habitat“ aus Habitat- (Dichte an potenziellen Entwicklungsorten) und Beeinträchtigungsindikator (Beeinträchtigung/Fortbestand) gemäß zweiter Matrix verschnitten.

	Anzahl aktueller Brutbäume			
Nachweishäufigkeit		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

	„Bestand“			
„Habitat“		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

48.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Eine Beurteilung erfolgt unter Auswertung der festgestellten Erhaltungszustände der Einzelpopulationen.

49 1088 CERAMBYX CERDO (LINNAEUS, 1758)

49.1 Schutzobjektsteckbrief

49.1.1 Schutzobjekt

Deutsche Namen: Großer Eichenbock, Heldbock, Heldenbock, Großer Spießbock, Gerber Bockkäfer, Der Flicker Holzbockkäfer

Synonyme: z. B. *Cerambyx heros* Scopoli, *Hammaticherus heros* Fabricius; bei der Übernahme alter Daten (etwa vor 1880) ist aufgrund der verwirrenden Synonymie Vorsicht angebracht – die Angaben beziehen sich häufig auf den Kleinen Eichenbock, *Cerambyx scopolii* Fuesslins (vgl. NIEHUIS 2001).

49.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Cerambycidae (Bockkäfer), Cerambycinae

Neben der Nominatform sind in Europa noch weitere 3 Formen vertreten: *C. c. acuminatus* Motschulsky in den östlichen Randgebieten des Mittelmeeres, *C. c. pfisteri* Stierlin in den westlichen Randgebieten des Mittelmeeres und *C. c. mirbeckii* Lucas in den südlichen und westlichen Randgebieten des Mittelmeeres (NEUMANN 1985); deren Status wird unterschiedlich interpretiert (vgl. SAMA 2003).

Merkmale: *Cerambyx cerdo* ist mit 24-53 mm Körperlänge ein sehr großer Käfer. Als einer der stattlichsten Vertreter der heimischen Bockkäfer entspricht er dem typischen Aussehen dieser häufig mit mehr als körperlänglichen Antennen ausgestatteten Käfer. Kennzeichnendes Merkmal der Eichenböcke ist das stark querverzerte Halsschild, das je einen kräftigen Halsschildseitendorn trägt. Beim Männchen überragen die Antennen die braunschwarzen, gegen das Hinterleibsende aufgehellten Flügeldecken deutlich, während sie beim Weibchen etwa bis zur Spitze desselben reichen (z. B. FREUDE et al. 1966).

Cerambyx cerdo ist auch anhand seiner Larven bestimmbar, wobei es in den östlichen Teilen Österreichs zu bedenken gilt, dass mit *Cerambyx miles* Bonelli eine dritte – wenn auch ausgesprochen seltene und wahrscheinlich nicht autochthone – Eichenbockart vorkommt bzw. zu erwarten ist (HOLZSCHUH 1983, SAMA 2003), deren Larvenstadien bislang unbekannt sind (KLAUSNITZER 1997). Auch Bohrgänge, Fraßspuren und Schlupflöcher des Großen Eichenbocks sind charakteristisch und können u. U. noch Jahrzehnte nach Verschwinden der Art nachgewiesen werden (BUSSLER 2000).

49.1.3 Biologie

Die Individualentwicklung von *Cerambyx cerdo* vollzieht sich über einen Zeitraum von drei bis vier, selten fünf Jahren (DEMELT 1966, KLAUSNITZER & SANDER 1981, NÜSSLER 1972). In den Sommermonaten des vorletzten Jahres erfolgt die 4-6 Wochen dauernde Verpuppung, nach deren Abschluss die fertigen Käfer schlüpfen, jedoch noch bis zum folgenden Frühjahr im Brutbaum verbleiben. Die aktive Lebensphase des relativ langlebigen Käfers erstreckt sich schließlich über einen Zeitraum von wenigen Wochen bis sogar Monaten (DÖHRING 1955, NEUMANN 1985, HELLRIGL 1974).

Mitte bis Ende Mai beginnt *Cerambyx cerdo* zu schlüpfen. Dabei wird ein schon im Larvenstadium vorbereiteter Gang genutzt und die dünne unversehrte Außenschicht der Rinde mit Hilfe der Mandibeln – eine längsovale Öffnung hinterlassend – durchnagt (NEUMANN 1985, DÖHRING 1955). Die Aktivität der fertigen Käfer fällt nach DÖHRING (1955) mit dem Abblühen

der Stieleiche zusammen. Die Autorin maß mittlere Dekadentemperaturen von 18°-18,8°C zum Erstauftreten des Käfers, während in der Ukraine Werte von 16,4°C bis 16,6°C ermittelt wurden. Die jahreszeitliche Aktivität der imaginalen Käfer dauert bis etwa Mitte Juli, vereinzelt sogar bis Ende August (LEBENBAUER mündl. Mitt.) an, wobei sich die flugunlustigen Käfer zu meist an ihren Brutbäumen aufhalten. Angaben zu häufigen Funden auf „blühendem Ge sträuch“ (BRANCSIK 1871: 97, KODERMANN 1867: 43) beziehen sich wohl auf *Cerambyx scopoli*, den in Mitteleuropa wesentlich häufigeren, nah verwandten Kleinen Eichenbock (vgl. z. B. TRAUTNER et al. 1989). Ab Einbruch der Dunkelheit erscheinen die Käfer an der Oberfläche der Borke (TEMBROCK 1960), beginnen dort – ausreichend hohe Temperaturen von zumindest 18°C vorausgesetzt (NÜSSLER 1972) – umherzulaufen oder sitzen in der Umgebung ihrer Ausschlupflöcher. Tagaktivität ist in Südeuropa gewöhnlich, bleibt in Mitteleuropa jedoch auf gewitterschwüle Tage oder das Ende der jahreszeitlichen Aktivitätsphase beschränkt (z. B. DEMELT 1966, FISCHER 1942, NEUMANN 1985). ADLBAUER (1979) erwähnt jedoch auch bereits im Mai und Juni ausgeprägte diurnale Aktivität bei Populationen vom Geschriebenstein.

Partnerfindung und Kopulation vollziehen sich auf den Brutbäumen. Entscheidend bei der Annäherung der Geschlechter sind Tast- und Geruchssinn, wobei den überkörperlangen Antennen besondere Bedeutung zukommt. Zum Vorhandensein bzw. zur Wirkungsweise eines Sexuallockstoffes (vgl. KUHNT 1905) gibt es jedoch keine neueren Hinweise.

Die Eier werden mit der Legeröhre einzeln oder in kleinen Gelegen in die rissige Rinde von Eichen abgelegt. Als bevorzugte Eiablageplätze der sorgfältig wählenden Weibchen dienen Spalten mit parallelen Wänden, die eine Breite von 0,45-0,75 mm und eine Tiefe von 0,6-0,7 mm aufweisen (DÖHRING 1955). Die Eizahl schwankt zwischen 100 und 400 (z. B. SCHMIDT 1938, DÖHRING 1955). Nach 1-3 wöchiger Entwicklungszeit schlüpfen die Junglarven aus den länglich-ovalen Eiern. Die nach NEUMANN (1985) 3-4 mm langen weißlich-gelben Eilarven bohren sich in die Rinde ein und erreichen bis zum Ende der Vegetationsperiode eine Länge von 15-20 mm. Nach der Überwinterung setzen die Larven ihren Fraß in der feuchten Kambiumschicht fort, dringen in das Splintholz ein und wachsen auf eine Größe von 50-60 mm heran. Nach einer weiteren Überwinterung frisst sich die Larve tief in den Stamm ein und erreicht eine Größe von 70-90 mm (DEMELT 1966). Insgesamt misst der Holzfraßgang eine Länge von 15-50 cm, seltener sogar 100 cm (KLAUSNITZER & SANDER 1981). Zum Abschluss der drei Stadien umfassenden Larvalphase wird schließlich ein hakenförmiger Gang angelegt, der als Puppenwiege dient (NEUMANN 1985). Die mit feinem Genagel geglättete Kammer wird mit Sägespänen und einem Kalkdeckel verschlossen (KLAUSNITZER & SANDER 1981). Hier erfolgt die Metamorphose der nach einer kurzen Schrumpfungsphase 40-70 mm langen Puppe.

Cerambyx cerdo ernährt sich als Imago vor allem von Saffflüssen der Eiche (PALM 1959). Im Gegensatz zum weiblichen Hirschkäfer trägt der erwachsene Große Eichenbock jedoch nichts zu deren Entstehung bei. Allerdings lässt die versteckte Lebensweise des Käfers darauf schließen, dass die durch Larvenfraß bedingten Saffflüsse im Inneren der Bäume von den Käfern genutzt werden (vgl. WECKWERTH 1954). Reifes Obst wird ebenfalls gefressen, wie Terrarienhaltung und die Ergebnisse von Köderversuchen zeigen (z. B. DÖHRING 1955, HOLZER & FRIESS 2001, SCHMIDT 1938). Die Bedeutung von Baumsäften als Nährstoff ist nicht geklärt. Während DÖHRING (1955) und NEUMANN (1985) die Ernährung der relativ kurzlebigen Käfer in erster Linie der Aufrechterhaltung der Lebensvorgänge zuschreiben, vermuten KLAUSNITZER & SANDER (1981) die Funktion eines Reifefraßes und damit die Auslösung der Kopulations- und Eiablagebereitschaft. Auf die Tiere anziehend wirken außerdem frische Eichen-Blattgallen. ADLBAUER (mündl. Mitt.) konnte mehrfach deren hohe Attraktivität im Freiland beobachten und vermutet die Wirkung von Gerbsäuren.

Vom Großen Eichenbock bewohnte Bäume werden auch von zahlreichen anderen Insektenarten genutzt. Mitunter schafft *Cerambyx cerdo* sogar erst die Voraussetzungen für deren Vorkommen. Der in den Larvengängen von *Cerambyx cerdo* lebende Kurzflügelkäfer *Sepedophi-*

Ius binotatus (Gravenhorst) ist ein gutes Beispiel dafür (DORN 1936). Eine lange Liste weiterer syntop vorkommender Käferarten liefert TIPPMANN (1955).

49.1.4 Autökologie

Cerambyx cerdo lebt in lichten Eichenwäldern, an Waldrändern und in Parks an alten, allein-stehenden, südexponierten Eichen. Darunter fallen u. a. die FFH-Lebensraumtypen „Hartholzauenwälder“ (Code 91F0), „Pannonische Wälder“ (Code 91G0*), „Pannonische Flaumeichenwälder“ (Code 91H0*) und „Euro-sibirische Eichen-Steppenwälder“ (91I0*). Die Larvalentwicklung verläuft in geschwächten und absterbenden Stämmen bzw. dicken Ästen noch lebender Bäume. In Mitteleuropa wird ausschließlich Eiche, überwiegend Stiel-Eiche (*Quercus robur*) genutzt. In anderen, südlichen Regionen ist die Art polyphag und entwickelt sich auch in Edelkastanie (*Castanea*), Esche (*Fraxinus*), Walnuss (*Juglans*), Weide (*Salix*), Robinie (*Robinia*), Ulme (*Ulmus*) und einer Reihe weiterer Gehölze (DEMELT 1966, DÖHRING 1955, HELLRIGL 1974). Die besiedelten Bäume haben häufig einen Stammumfang über 200 cm (DÖHRING 1955) und sind frei von Unterwuchs, sodass ungehinderte Sonneneinstrahlung erfolgen kann (HOLZER & FRIESS 2001).

49.1.5 Populationsökologie

Der Große Eichenbock ist ein sekundärer, technischer „Eichenschädling“, der spätestens nach Jahrzehnten seines Befalls zum Absterben von Bäumen führt. In den vergangenen Jahrhunderten wurde er daher als „... Holzmörder ... Seine Larve ist es, welche die Sturm und Wetter trotzen den Eichen dem sicheren Tode entgegenführt ...“ (MÜHR 1869 in NIEHUIS 2001) oder sogar als „schlimmster Eichenschädling“ (ESCHERICH 1923 in NEUMANN 1985) bezeichnet. Während er heute im gesamten Mitteleuropa sehr selten ist, existieren tatsächlich zahlreiche Berichte über individuenreiche Kalamitäten aus früheren Jahren bzw. anderen Regionen. POLENTZ (1937) berichtet beispielsweise von 60 befallenen Eichen, von denen in einem Jahr etwa 3000 Eichenböcke abgelesen werden konnten und RUDNEW (1936) nennt für die in der Ukraine untersuchten Wälder sogar 200.000 befallene Eichen. Heute wird *Cerambyx cerdo* zumeist in Einzahl oder wenigen Individuen nachgewiesen, zumal Ansammlungen mehrerer bis zahlreicher gut geeigneter Brutbäume fast nicht mehr existieren. Im Gelände des Tierparks Herbersteins im Steirischen Randgebirge wurde eine für heutige Verhältnisse große Population mit hohem Aufwand untersucht, und es gelang im Laufe einer Saison an mehr als 30 Brutbäumen insgesamt mehrere Dutzend Exemplare zu beobachten (HOLZER & FRIESS 2001).

Hinsichtlich seiner Populationsdynamik ist *Cerambyx cerdo* als K-Strategie zu klassifizieren. Besonders geeignete Brutbäume können einige Generationen beinhalten und viele Jahrzehnte hindurch nutzbar bleiben. *Cerambyx cerdo* ist ausgesprochen ortstreu, hält sich vorwiegend auf seinen Brutbäumen auf, kann jedoch auch Entfernungen von mehreren Kilometern per Flug zurücklegen (DÖHRING 1955, WECKERWERTH 1954).

Als Feinde der Käfer werden Marder und Vögel (v. a. Spechte, Stare, Eichelhäher und Eulen) genannt, während die Larven neben Spechten von Ameisen, parasitischen Hymenopteren (v. a. Vertreter der Gattungen *Ephialtes* und *Rhyssa*) und Pilzkrankheiten reguliert werden (z. B. DEMELT 1966, NEUMANN 1985). Der Pilz *Penicillium brevicaulis* befällt die innerhalb des Baumes lebenden Stadien und die Eier werden von Erzwespen (*Tyndarichus* sp.) parasitiert (RUDNEW 1936).

49.1.6 Verbreitung und Bestand

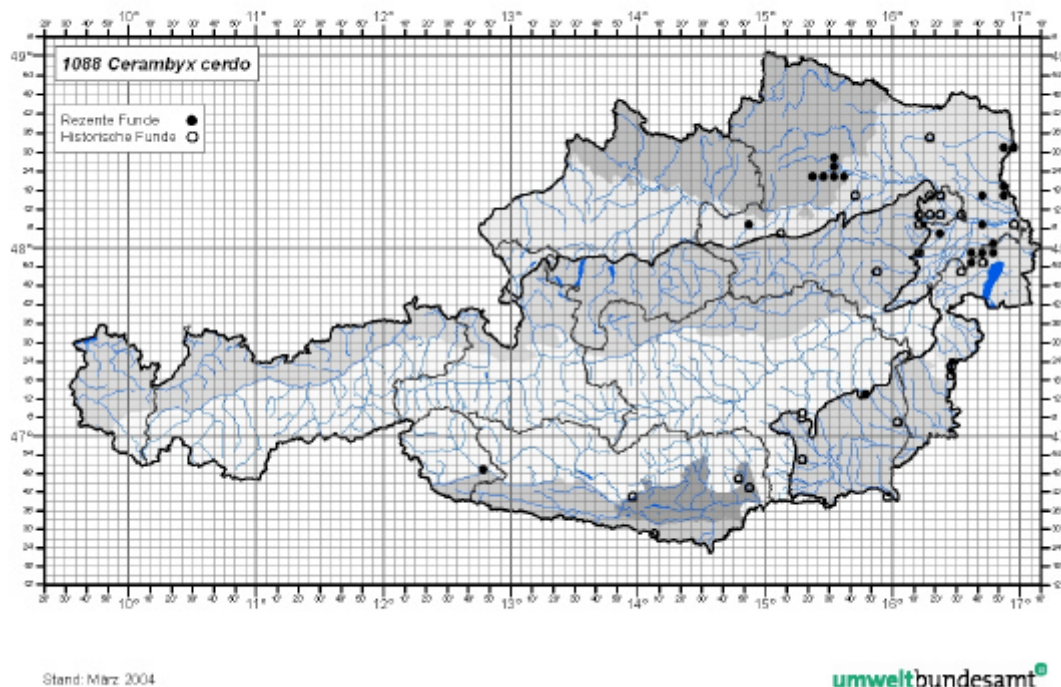
Gesamtverbreitung: *Cerambyx cerdo* ist ein westpaläarktisches Element, dessen Verbreitung von Spanien im Südwesten, Nordafrika im Süden, Südschweden im Norden bis nach Mittelasien reicht (NEUMANN 1985).

Europa: Innerhalb der EU 15 sind bzw. waren Vorkommen aus Belgien, Dänemark, Frankreich, Griechenland, Großbritannien, Holland, Italien, Luxemburg, Österreich, Spanien und Schweden bekannt (atlantische, alpine, boreale, kontinentale und mediterrane biogeografische Region). Während die Art im Süden zuweilen noch in guten Beständen vorkommt, ist sie am Nordrand des Areals bereits aus vielen Regionen (Belgien, Dänemark, Großbritannien, Holland, Luxemburg) gänzlich verschwunden (LUCE 1996).

Österreich: In Österreich wurde *Cerambyx cerdo* bereits aus allen Bundesländern gemeldet. Die aus dem 19. Jahrhundert stammende Angabe aus Salzburg (LOVCIK 1970) ist jedoch genauso wie jene aus Vorarlberg (GREDLER 1863) mit höchster Wahrscheinlichkeit falsch (GEISER 2001, MÜLLER 1912). Aber auch die beiden oberösterreichischen Meldungen aus Gmunden und Bad Ischl (DALLA TORRE 1880) dürften sich wohl auf Fehlinterpretationen stützen. Aus Kärnten sind vier ältere Meldungen bestätigt (DEMELT 1971, HÖLZEL 1959, ZOBODAT), während andere Hinweise aus Heiligenblut (PACHER 1853 sub *Hammatocerus cerdo* L.), aus dem Mölltal (GREDLER 1868 sub *Cerambyx cerdo* L.), aus dem Vellachtal (GOBANZ 1955 sub *Hammaticherus cerdo* F.) und dem Gailtal (PACHER 1865 sub *Hammatichaerus cerdo* L.) aufgrund der bereits oben hingewiesenen, verwirrenden Synonymie von *Cerambyx cerdo* bei gleichzeitig fehlender Nennung des weitaus häufigeren *Cerambyx scopoli* (zumindest) fragwürdig bleiben.

Aktuelle Nachweise aus Österreich beschränken sich auf die Bundesländer Wien, Niederösterreich, Burgenland, Steiermark und Tirol. Aus Tirol ist lediglich ein Tier aus Debant bei Lienz bekannt (KOFLENER mündl. Mitt.) und in der Steiermark eine – wenn auch relativ große – Population aus dem Gelände des Tierparks Herberstein im Steirischen Randgebirge. Die Schwerpunktverbreitung liegt jedoch in den Donau- und Marchauen, in der Wachau, im Wiener Becken und Wienerwald (Laxenburg, Lainzer Tiergarten), im Leithagebirge und im Mittelburgenländischen Bergland (z. B. ADLBAUER 1985, DEMELT & FRANZ 1990, FRANZ 1974, PENNERSTORFER schriftl. Mitt, ZABRANSKY 1989, ZABRANSKY 2003).

Die Höhenverbreitung von *Cerambyx cerdo* erstreckt sich von der planaren bis in die colline Region. Der tiefste Nachweis aus Marchegg auf 140 m (ADLBAUER 1985) steht dabei dem ungewöhnlich hohen aus Debant bei Lienz in 680 m Höhe gegenüber.



49.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die IUCN Red List of Threatened Species führt *Cerambyx cerdo* in der Kategorie „VU, vulnerable“ (IUCN 2003). In Österreich droht die als gefährdet und mit drastischem Bestandsrückgang kommentierte (ADLBAUER et. al. 1994) Art ohne gezielte Schutzmaßnahmen früher oder später zu verschwinden.

Schutzstatus: Anhang II und IV der FFH-Richtlinie, Annex II der Berner Convention.

Entwicklungstendenzen: Auf EU-Ebene ist *Cerambyx cerdo* aufgrund seines im Süden (Iberische Halbinsel, Italien, Griechenland) gebietsweise häufigen Vorkommens nicht unmittelbar gefährdet. Allerdings ist die Art in einem Großteil ihres ehemaligen Areals verschwunden oder auf wenige, weit voneinander isolierte Populationen geschrumpft (LUCE 1996).

Gefährdungsursachen: ZABRANSKY (1998) räumt der Umwandlung colliner Laubwälder in Koniferenplantagen eine untergeordnete Rolle zu, sondern macht vielmehr die konsequente Verbannung der Zerfallsphase aus dem Erscheinungsbild des Waldes für das Entstehen der riesigen, in Mitteleuropa Hunderte bis Tausende Quadratkilometer umfassenden Verbreitungslücken verantwortlich.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Als erster wichtiger Schritt eines umfassenden Konzeptes müssten alle größeren Relikt-Vorkommen durch geeignete Maßnahmen geschützt und entwickelt werden. Vorstellbar wären Kernbereiche (ohne konventionelle Baumnutzung jedoch Umsetzung spezifischer Fördermaßnahmen), die von weitläufigen, reduziert bewirtschafteten Wald-Zonen umgeben sind. Größe, Struktur und Management dieser Flächen müssen spezifisch auf die derzeit vorhandenen Requisiten und Nutzungen angepasst sein. In einem zweiten Schritt müsste danach getrachtet werden, auch in derzeit ungeeigneten Lebensräumen Strukturen zu schaffen bzw. zu entwickeln, um auf lange Sicht eine Wiederbesiedlung zwischenzeitlich verlorenen Terrains sowie genetischen Austausch zwischen derzeit isolierten

Vorkommen zu gewährleisten. Selbst in heute waldlosen Regionen Frankreichs und Spaniens konnte *Cerambyx cerdo* überleben, da in traditionell gepflegten Hutewäldern großer Bedacht auf Eichen gelegt wurde, zumal diese einerseits Nahrung für Schafe und Schweine und andererseits Brennholz für den Menschen liefern (LUCE 1996).

49.1.8 Verantwortung

Im Sinne der Arterhaltung im arealweiten Kontext sind die österreichischen Vorkommen von *Cerambyx cerdo* von untergeordneter Bedeutung. Beschränkt man sich in der Betrachtungsweise auf die Nominatform und auf die Tatsache, dass die Bestände im gesamten Mittel- und Nordeuropa stark im Rückgang sind, so kommt den österreichischen Populationen wiederum wichtige Bedeutung in einer zukünftigen Vermittler- und Rekolonisierungsfunktion zwischen den Refugialbereichen im Süden und den stark reduzierten Beständen im Norden des Areal zu.

49.1.9 Erhebung

Den ersten Schritt zum Nachweis von *Cerambyx cerdo* bildet das Absuchen potenzieller Brutbäume nach arttypischen Schlupflöchern und Fraßgängen. Im Bereich des Stammfußes gelegene Bohrungen sind aufgrund der Färbung von Mehl und Bohröffnung auf ihre Aktualität hin beurteilbar, während Schlupflöcher in der oberen Kronenregion mit Hilfe eines Feldstechers bestenfalls registriert werden können. Die Feststellung von Käfern erfolgt im Zuge nächtlicher Begehungen zur Hauptaktivitätszeit im Juni durch Ableuchten der Stämme potenzieller Brutbäume. Untertags besteht zusätzlich die Möglichkeit, fliegende Tiere zu beobachten oder die Bohrtätigkeit der Larven zu vernehmen (MÜLLER 2001). Auch die Suche nach Käferresten am Fuße der Brutbäume oder in Eulengewöllen sollte zusätzlich angewendet werden. Neben gezielter manueller Handsuche hat sich Lebendfang mit Köderfallen (10 l Kübel mit eingesetztem Köderbecher, befüllt mit Früchtecocktail) als erfolgreich herausgestellt (HOLZER mündl. Mitt.). Auch das Bestreichen der Stammregionen potenzieller Brutbäume mit einem Früchtemus erhöht die Erfolgsaussichten nächtlicher Absuchen (ADLBAUER, LEBENBAUER mündl. Mitt.).

Zur Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, Brutbäume, Ausschupflöcher, lebende Tiere etc.) sowie ev. vorhandene Chitinreste aufgesammelt werden. Die Lokalisierung der Brutbäume bzw. Fundstellen sollte möglichst präzise mit Hilfe eines GPS-Gerätes erfolgen.

49.1.10 Wissenslücken

Die Verbreitung des Großen Eichenbocks in Österreich ist relativ gut bekannt. Mit Ausnahme einiger wichtiger Lokalitäten (z. B. Lainzer Tiergarten, Laxenburger Schlosspark, Tiergarten Herberstein) besteht jedoch kein Wissen zum aktuellen Status der Vorkommen. Gezielte Kartierungen bzw. Überprüfungen wären daher notwendig.

Die zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf nationaler Ebene notwendige Rote Liste-Einstufung ist aktualisierungsbedürftig.

49.1.11 Literatur und Quellen

Zitierte Literatur

- ADLBAUER, K. (1979): Beitrag zur Kenntnis der burgenländischen Bockkäferfauna (Col., Cerambycidae). *Natur und Umwelt Burgenland* 2: 3-10.
- ADLBAUER, K. (1985): Die Bockkäfer des Marchfeldes (Col., Cerambycidae). *Berichte der Arbeitsgemeinschaft für Ökologische Entomologie in Graz* 10: 1-34.
- ADLBAUER, K., HOLZSCHUH, C. & ZABRANSKY, P. (1994): Rote Liste der Cerambycidae (Bockkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie*. 170-176.

- BRANCSIK, C. (1871): Die Käfer der Steiermark. Paul Cieslar, Graz. 114 pp.
- BUSSLER, H. (2000): Untersuchungen zum rezenten Vorkommen von Eremit (*Osmoderma eremita* L.) und Großem Eichenbock (*Cerambyx cerdo* L.) In Mittelfranken. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz, Augsburg. 27 pp.
- DALLA TORRE, K. W. (1880): Die Käferfauna von Oberösterreich. Systematisches Verzeichnis der in Oberösterreich bisher beobachteten Käfer. Jahresbericht für Naturkunde in Österreich ob der Linz zu Enns 11. 81 pp.
- DEMELT, C. & FRANZ, H. (1990): Catalogus Faunae Austriae Teil XV: Cerambycidae. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien. 36 pp.
- DEMELT, C. (1966): Bockkäfer oder Cerambycidae I. Biologie mitteleuropäischer Bockkäfer (Col. Cerambycidae) unter besonderer Berücksichtigung der Larven. In DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Gustav Fischer, Jena. 115 pp.
- DEMELT, C. (1971): Zusammenfassung und Revision der Bockkäferfauna in Kärnten. Carinthia II, Sonderheft 28: 395-412.
- DÖHRING, E. (1955): Zur Biologie des Großen Eichbockkäfers (*Cerambyx cerdo* L.) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsbewegungen im Areal. Zeitschrift für Angewandte Zoologie 42: 251-373.
- DORN, K. (1936): *Cerambyx cerdo* L. bei Leipzig und in der Dübener Heide (Coleopt.). Mitteilungen der entomologischen Gesellschaft zu Halle 14: 52-57.
- FISCHER, A. (1942): Heldbock-Erlebnisse 1937-1941. Entomologische Zeitschrift 56: 193-197.
- FRANZ, H. (1974): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band IV, Coleoptera 2. Wagner Innsbruck. 707 pp.
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1966): Die Käfer Mitteleuropas. Band 9: Cerambycidae, Chrysomelidae. Goecke & Evers, Krefeld. 299 pp.
- GEISER, E. (2001): Die Käfer des Landes Salzburg. Faunistische Bestandserfassung und tiergeografische Interpretation. Monographs on Coleoptera 2. 706 pp.
- GOBANZ, J. (1855): Zur Coleopterenfauna der Steiner-Alpen und des Vellach-Thales. Verhandlungen der k.k. zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien 5: 733-754.
- GREDLER, V. M. (1863): Die Käfer von Tirol. Heft I. Bozen. 491 pp.
- GREDLER, V. M. (1868): Zur Käferfauna des Möll- u. Gailthales in Kärnten. Jahrbuch des naturhistorischen Landesmuseums von Kärnten 17: 66-75.
- HELLRIGL, K. (1974): Cerambycidae, Bockkäfer. In SCHWENKE, W. (Hrsg.): Die Forstschädlinge Europas, 2. Band. Parey, Hamburg. 130-202.
- HÖLZEL, E. (1959): Die Insektenfauna der näheren und weiteren Umgebung von St. Paul im Lavanttal. Carinthia I 149: 652-668.
- HOLZER, E. & FRIESS, T. (2001): Bestandsanalyse und Schutzmaßnahmen für die EU-geschützte Käferarten *Cucujus cinnaberinus* Scop., *Osmoderma eremita* Scop., *Lucanus cervus* (L.) und *Cerambyx cerdo* L. (Insecta, Coleoptera) im Natura 2000-Gebiet Feistritzklamm/Herberstein (Steiermark, Österreich). Entomologica Austriaca 1: 11-14.
- HOLZSCHUH, C. (1983): Bemerkenswerte Käferfunde in Österreich 3. Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt 148, 81 pp.
- IUCN (2003): 2003 IUCN Red List of Threatened Species <www.redlist.org>.
- KLAUSNITZER, B. & SANDER, F. (1981): Die Bockkäfer Mitteleuropas. Neue Brehm Bücherei 499. 244 pp.
- KLAUSNITZER, B. (1997): Cerambycidae. In KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 4. Band: Polyphaga Teil 3. Goecke & Evers, Krefeld. 141-267.

- KODERMANN, C. (1865): Die Käfer der St. Lamprechter Gegend in Obersteiermark. Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 3: 89-123.
- KUHNT, P. (1909): Über die Stinksäfte der Coleopteren. Entomologische Blätter 5: 51-54.
- LOVCIK, P. (1970): Bisherige Bockkäferfunde (*Cerambycidae*) aus dem Land Salzburg. Festschrift der Naturwissenschaftlichen Arbeitsgemeinschaft am Haus der Natur. 52-72.
- LUCE, J.-M. (1996): *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758. In HELSDINGEN, P. J. van, WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Nature and Environment 79: 22-26.
- MÜLLER, A. J. (1912): Verzeichnis der Käfer Vorarlbergs. Jahresbericht des Landesmuseumsvereins für Vorarlberg 48. 203 pp.
- MÜLLER, T. (2001): Heldbock (*Cerambyx cerdo*). In FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 42: 287-295.
- NEUMANN, V. (1985): Der Heldbock. Neue Brehm Bücherei 566. 103 pp.
- NIEHUIS, M. (2001): Die Bockkäfer in Rheinland-Pfalz und im Saarland. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 26. 604 pp.
- NÜSSLER, H. (1972): Der Große Eichenbock unter Naturschutz. Naturschutzarbeit und naturkundliche Heimatforschung in Sachsen 14: 30-37.
- PACHER, D. (1853): Ueber die Käfer in den Umgebungen von Sagritz und Heiligenblut. Jahrbuch des naturhistorischen Landesmuseums von Kärnten 2: 30-52.
- PACHER, D. (1865): Die Käferfauna des deutschen Gailthals, verglichen mit der des Rosenthal, Vel-lachthales und der Steiner Alpen. Jahrbuch des naturhistorischen Landesmuseums von Kärnten 14: 103-162.
- PALM, T. (1959): Die Holz- und Rinden-Käfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. Opuscula Entomologica Supplementum 16. 374 pp.
- POLENTZ, G. (1937): *Cerambyx cerdo* L. in Schlesien. Mitteilungen Entomologische Gesellschaft Halle 15: 97-118.
- RUDNEW, D. F. (1936): Der große Eichenbock, *Cerambyx cerdo* L., seine Lebensweise, wirtschaftliche Bedeutung und Bekämpfung. Zeitschrift für angewandte Entomologie 22: 61-96.
- SAMA, G. (2003): Atlas of the *Cerambycidae* of Europe and the Mediterranean area. Volume 1: Northern, Western, Central and Eastern Europe. Kabourek, Zlin. 173 pp.
- SCHMIDT, G. (1938): *Cerambyx cerdo* in der Gefangenschaft. Entomologische Blätter 50: 90.
- TEMBROCK, G. (1960): Stridulation und Tagesperiodik bei *Cerambyx cerdo* L. Zoologische Beiträge 5: 419-441.
- TIPPMANN, F. (1955): *Trichoferus pallidus* Olivier. Entomologische Blätter 51: 107-144.
- TRAUTNER, J., GEIGENMÜLLER, K. & BENSE, U. (1989): Käfer beobachten, bestimmen, Bd. 1. Neumann-Neudamm, Melsungen. 417 pp.
- WECKERWERTH, W. (1954): Unsere bekanntesten Bockkäfer. Neue Brehm Bücherei 122. 40 pp.
- ZABRANSKY, P. (1989): Beiträge zur Faunistik österreichischer Käfer mit ökologischen und bionomischen Bemerkungen 1. Teil - Familie *Cerambycidae* (Coleoptera). Koleopterologische Rundschau 59: 127-142.
- ZABRANSKY, P. (1998): Der Lainzer Tiergarten als Refugium für gefährdete xylobionte Käfer (Coleoptera). Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen 50: 95-118.
- ZABRANSKY, P. (2003): Kurzportraits der FFH-Arten in Niederösterreich: Nischen und bisher bekannte Vorkommen. Unveröffentlichtes Manuskript.

Zusätzliche Fundort-Literatur

- ADLBAUER, K. (1981): Die in der Steiermark gefährdeten Bockkäfer (Coleoptera, Cerambycidae). In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund, Graz. 79-84.
- ADLBAUER, K. (1990): Die Bockkäfer der Steiermark unter dem Aspekt der Artenbedrohung (Col., Cerambycidae). Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 120: 299-397.
- ADLBAUER, K. (1994): 1. Nachtrag zur Bockkäferfauna der Steiermark unter dem Aspekt der Artenbedrohung (Col., Cerambycidae). Mitteilungen der Abteilung Zoologie am Landesmuseum Joanneum 48: 41-62.
- DEMELT, C. & H., FRANZ (1990): Catalogus Faunae Austriae Teil XV: Cerambycidae. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien. 36 pp.
- ADLBAUER, K. & BREGANT, E. (1981): Beobachtungen zur Verbreitung und Biologie der Bockkäfer in der Steiermark (Col., Cerambycidae). Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 111: 175-182.
- FRANZ, H. (1972): Urwaldrelikte in der Koleopterenfauna des pannonischen Klimagebietes im Osten Österreichs (Col.). Folia Entomologica Hungarica 25: 313-324.
- FRANZ, H. (1979): Schlußfolgerungen auf den Biotopschutz aus neuen Funden und aus dem Aussterben seltener Käferarten im Burgenland. Natur und Umwelt Burgenland 2: 51-55.
- HOLZER, E. (1999): Erstnachweise und Wiederfunde für die Käferfauna der Steiermark (IV). Joanea – Zoologie 1: 49-59.
- HORION, A. (1974): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band XII: Cerambycidae. Verlag Schmidt, Neustadt an der Aisch. 228 pp.
- KASZAB, Z. (1937): A köszegi hegység bogarfaunájának alapvetése. Vasi Szemle 4: 161-185.
- MARTINEK, J. (1875): Erstes Verzeichnis der in der Umgebung von Radkersburg gesammelten und beobachteten Samenpflanzen, Käfer und Schmetterlinge. Jahresbericht der steiermärkischen Landes-Bürgerschule in Radkersburg 4-5: 32-47.
- MILDNER, P. (1982): Zur Verbreitung von Wirbellosen (Evertebrata) in Kärnten. Schriftenreihe für Raumforschung und Raumplanung 24, 61 pp + Abbildungen.
- MITTER, H. (2001): Bestandsanalyse und Ökologie der nach FFH-Richtlinie geschützten Käfer in Oberösterreich (Insecta, Coleoptera). Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 10: 439-448.
- PAAR, M., SCHRAMAYR, G., TIEFENBACH, M. & WINKLER, I. (1993): Naturschutzgebiete Österreichs Band 1: Burgenland, Niederösterreich, Wien. UBA Monographien 38. 274 pp.
- PITTIONI, E. (1943): Die Käfer von Niederdonau: Die Curti-Sammlung im Museum des Reichsgaues Niederdonau. I-III. Verlag Kühne, Wien-Leipzig. 189 pp.
- REIBNITZ, J. (1984): Der Schloßpark von Laxenburg (Wien), eine Arche für seltene Holzkäfer. Mitteilungen des Internationalen Entomologischen Vereines Stuttgart 19: 93-95.
- ROPPEL, J. & DRIES, B. (1987): Bemerkenswerte Käfervorkommen in Niederösterreich und im Burgenland (Col., Cerambycidae, Clavicornia, Cleridae, Scarabaeidae, Sternoxia, Terebrida). Nachrichtenblatt bayerischer Entomologen 36: 103-109.
- STEINER, S. (1999): Rote Liste der Bockkäfer Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15: 269-286.
- ZWANZIGER, G. A. (1873): Zahme Käfer. Carinthia I 63: 280-281.

Quellen unpublizierter Funde

Naturhistorisches Museum Wien, Landesmuseum Kärnten

Auf Anfrage wurden dankenswerter Weise von nachfolgend genannten Koleopterologen Daten in schriftlicher oder mündlicher Form weitergegeben:

BÖHME, J., DAUBER, D., DEMELT, C., DRIES, B., GEPP, J., HOLZER, E., KOFLER, A., LEBENBAUER, T., MILDNER, P., MITTER, H., PENNERSTORFER, J., RESSL, F., ROPPEL, J., SCHMÖLZER, K.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz), www.biologiezentrum.at/biowww/de/zobo

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Karl ADLBAUER, Landesmuseum Joanneum, Zoologie (Graz)

Erwin HOLZER (Anger)

Siegfried STEINER (Klagenfurt)

Petr ZABRANSKY, Universität für Bodenkultur, Institut für Forstentomologie (Wien)

Danksagung:

Herrn Dr. Karl ADLBAUER sei für die kritische Durchsicht des Manuskripts herzlichst gedankt.

49.2 Indikatoren und Schwellenwerte

49.2.1 Indikatoren für die Population (Einzelbestand auf lokaler Ebene)

Die Abgrenzung von Populationen kann aufgrund fehlender Daten nicht fachlich biologischen Grundlagen unterliegen, sondern muss pragmatisch unter gutachterlicher Einschätzung erfolgen. Hierbei können beispielsweise Bestände entwicklungsuntauglicher Bäume oder waldfreie Zonen von wenigen Kilometern Ausdehnung bereits als Grenzen zwischen Einzelbeständen auf lokaler Ebene interpretiert werden.

Da Populationsdichten nur mit sehr hohem Untersuchungsaufwand ermittelbar sind, werden als Alternative im Zuge der Bewertung Nachweishäufigkeiten als Ergebnis der Anwendung einigermaßen standardisierbarer Methoden herangezogen.

Habitatindikatoren	A	B	C
Anzahl aktueller Brutbäume⁴⁴	zumindest 10 aktuelle Brutbäume vorhanden	3-10 aktuelle Brutbäume vorhanden	weniger als 3 aktuelle Brutbäume vorhanden
Standort der Einzelbäume	Die Eichen-Altäume stehen überwiegend sonnig exponiert und sind weitgehend ohne begleitende Strauchvegetation	Die Eichen-Altäume stehen überwiegend in lichten Beständen, sind jedoch in den Stammregionen teilweise beschattet	Die Eichen-Altäume stehen überwiegend in dicht geschlossenen Waldbeständen und sind nur in der Kronenregion der Sonne exponiert
Fortbestand	Lebensraum auf absehbare Zeit gesichert bzw. (aus Sicht des Schutzgutes) in positiver Entwicklung	Gefährdung von maximal 20% der Brutbäume infolge natürlicher (z. B. unausgeglichener Altersaufbau mit Überwiegen überalterter Individuen mit großteils abgestorbener Krone) oder anthropogener Ursachen (z. B. Baumpflege und -sicherung) absehbar	Gefährdung von > 20% der Brutbäume infolge natürlicher (z. B. unausgeglichener Altersaufbau mit Überwiegen überalterter Individuen mit großteils abgestorbener Krone) oder anthropogener Ursachen (z. B. Baumpflege und -sicherung) absehbar
Populationsindikatoren	A	B	C
Nachweishäufigkeit von Käfern⁴⁵	Nachweise von Käfern (lebende Imagines, Chitinreste) an zumindest 5 Bäumen	Nachweise von Käfern (lebende Imagines, Chitinreste) an 2-4 Bäumen	Nachweise von Käfern (lebende Imagines, Chitinreste) an maximal 1 Baum

49.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Erhaltungszustand der Population(en)

A: zumindest 1 Population im hervorragenden Erhaltungszustand oder zumindest 2 Populationen im guten Erhaltungszustand

B: zumindest 1 Population im guten Erhaltungszustand oder zumindest 3 Populationen im mittel-schlechten Erhaltungszustand, die in absehbarer Zeit durch Maßnahmen miteinander vernetzbar sind

C: Population(en) im mittel-schlechten Erhaltungszustand

49.3 Bewertungsanleitung

Voraussetzung für Bewertung: gezielte Nachsuche in den vergangenen 6 Jahren; ansonsten Population bzw. Gebiet nicht beurteilbar.

⁴⁴ Methodik: Der Nachweis aktueller Brutbäume erfolgt über frische Ausschlußflöcher, Fraßspuren und/oder Bohrgeweisse mit einem Aufwand von etwa einem Exkursionstag pro 5 ha

⁴⁵ Methodik: Der Nachweis von Käfern erfolgt (überwiegend) über nächtliche Begehungen mit einem Aufwand von etwa einem Exkursionstag pro 5 ha.

49.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Der Mittelwert „Bestand“ aus den beiden Bestandsindikatoren (Anzahl aktueller Brutbäume, Nachweishäufigkeit von Käfern) wird mit dem Mittelwert „Habitat“ aus dem Habitat- (Standort der Einzelbäume) und Beeinträchtigungsindikator (Beeinträchtigung/Fortbestand) gemäß nachfolgender Matrix verschnitten.

		„Bestand“		
		A	B	C
„Habitat“	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

49.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Eine Beurteilung erfolgt unter Auswertung der festgestellten Erhaltungszustände der Einzelpopulationen.

50 1089 MORIMUS FUNEREUS (MULSANT, 1863)

50.1 Schutzobjektsteckbrief

50.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Namen: Trauerbock

Synonyme: keine

Dem Vorschlag von SAMA (1991), den Gattungsnamen *Morimus* Audinet-Serville, 1835 durch das ältere Synonym *Morinus* Brullé, 1832 zu ersetzen (vgl. auch ALTHOFF & DANILEVSKY 1997) wird hier, um keine unnötige Verwirrung zu stiften, nicht nachgegangen. Die FFH-Art mit dem Code 1089 müsste nach den aktuellen Nomenklaturregeln jedoch *Morinus funereus* (Mulsant, 1863) heißen.

50.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Cerambycidae (Bockkäfer), Lamiinae

Merkmale: *Morimus funereus* ist mit 16-38 mm Körperlänge ein großer Käfer. Der kräftige gedrungene Körper entspricht nicht dem typischen Bockkäfer-Habitus. Die dunkelfärbige auf den Flügeldecken anliegend silbriggrau behaarte Art zeichnet sich durch vier samtsschwarze Flecken auf den grob gekörnten Flügeldecken aus und trägt je einen kräftigen Halsschildseitendorn (z. B. BENSE 1995, REITTER 1912). Trotz der beachtlichen Größe obliegt die einwandfreie Bestimmung einem Spezialisten unter Zuhilfenahme der einschlägigen Literatur (z. B. BENSE 1995, FREUDE et al. 1966), zumal in der Vergangenheit nicht nur vielfach Verwechslungen mit *Herophila tristis* (Linnaeus) erfolgten, sondern auch häufig keine Trennung zur nah verwandten und bis zuletzt widersprüchlich interpretierten Art *Morimus asper* Sulzer vorgenommen wurde (vgl. DAJOZ 1976, LUCE 1996, SAMA 2003). Einige Literatur-Daten zur Verbreitung, Biologie und Ökologie und sind daher mit Vorsicht zu interpretieren.

Die Larve von *Morimus funereus* ist zwar bekannt (z. B. IVANOVIC et al. 1985), aber bislang nicht eindeutig von jener von *Morimus asper* zu trennen (vgl. z. B. KLAUSNITZER 1997, TEPPNER 1969). *Morimus*-Larven sind außerdem schwer von der in *Salix* und *Populus* lebenden Larve von *Lamia textor* zu unterscheiden (SVACHA 2001).

50.1.3 Biologie

Die Individualentwicklung von *Morimus funereus* vollzieht sich über einen Zeitraum von mehreren, meist drei bis vier Jahren (z. B. DEMELT 1966). Nach der Metamorphose im Frühjahr schlüpfen die Käfer im Spätfrühling (Mai bis Juni), starten ihre erste Reproduktionsphase und treten schließlich ab August/September in die winterliche Diapause ein. Die Käfer erreichen eine Lebensdauer von zwei bis mehreren Jahren und kompensieren damit zumindest teilweise ihre Flügellosigkeit und geringe Ausbreitungspotenz (LUCE 1996).

Die Käfer sind dämmerungs- und nachaktiv und bewegen sich langsam auf der Bodenoberfläche, an der Basis von Bäumen oder auf ihren Bruthölzern (z. B. DEMELT 1966, SAMA 2003, SCHWEIGER 1952). Auch die Paarung erfolgt in der Regel am Abend. Tagsüber sind die Tiere weitgehend inaktiv und an frisch geschlagenen Stöcken und auf Klafterholzhäufen anzutreffen (DEMELT 1952, eigene Beobachtung).

Sowohl Larven als auch Imagines ernähren sich polyphag von einer größeren Anzahl unterschiedlicher Gehölze (siehe unten).

Morimus funereus wird regelmäßig als Labortier für physiologische Fragestellungen herangezogen (z. B. IVANOVIC et al. 1985, 1992, STANIC et al. 1987).

50.1.4 Autökologie

Morimus funereus besiedelt südlich exponierte, lichte Laub- und Laubmischwälder mit alten Baumbeständen in der collinen bis montanen Höhenstufe. Die Larvalentwicklung erfolgt in unterschiedlichen Laub- (Ahorn [*Acer*], Hainbuche [*Carpinus*], Edelkastanie [*Castanea*], Buche [*Fagus*], Maulbeere [*Morus*], Pappel [*Populus*], Kirsche [*Prunus*], Eiche [*Quercus*], Weide [*Salix*], Linde [*Tilia*], Ulme [*Ulmus*]), aber auch Nadelgehölzen (Tanne [*Abies alba*], Zypresse [*Cupressus*]). Bevorzugt werden absterbende oder tote Bäume und deren Teile wie Wurzelstöcke, feuchte Strünke und auch am Boden aufliegende, noch nicht entrindete Stämme angenommen (ALLENSPACH 1973, BENSE 1995, DEMELT 1959, 1966, HORION 1974), wobei die Larven dicht unter der Bodenoberfläche leben (SVACHA 2001).

50.1.5 Populationsökologie

Morimus funereus besitzt aufgrund seiner Flügellosigkeit ein ausgesprochen geringes Ausbreitungspotenzial und ist als typischer K-Strategie zu bezeichnen. Ungerichtete, wenn auch kaum erfolgreiche Ausbreitung erfolgt aber dennoch auf anthropogenem Weg durch den Handel mit Holz.

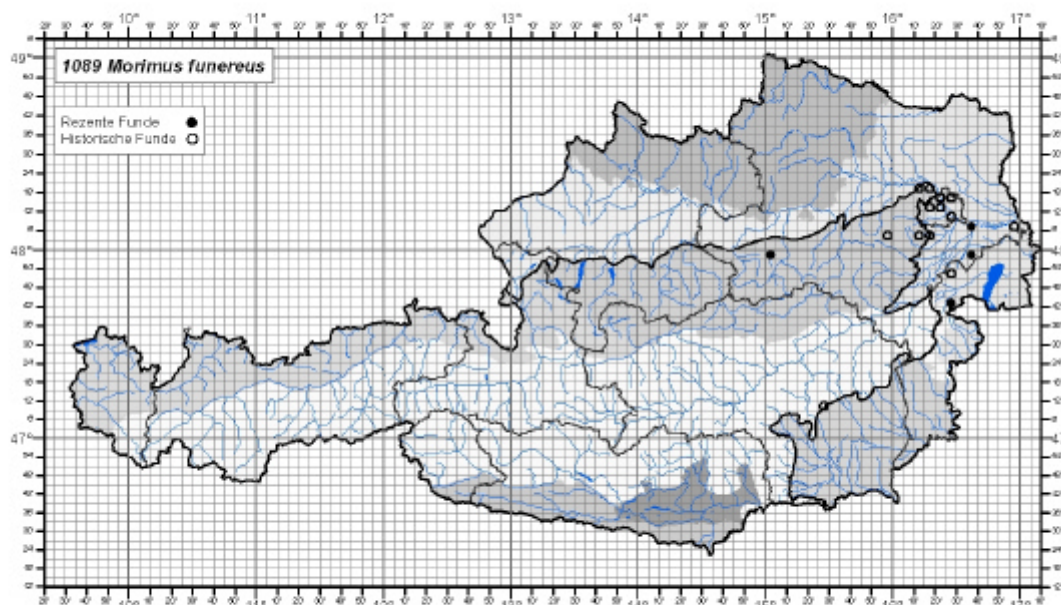
50.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Morimus funereus* ist ein südosteuropäisches Element, dessen Verbreitung vom südlichen Mitteleuropa (Autochthonie ist hier fraglich), dem nordöstlichen Italien bis nach Griechenland im Süden und Bulgarien im Osten reicht (ALTHOFF & DANILEVSKY 1997, BENSE 1995, BRINGMANN 1996). Meldungen außerhalb Europas aus der Türkei, Moldawien und dem Iran bedürfen der Bestätigung (LUCE 1996).

Europa: Innerhalb der EU 15 sind Vorkommen aus Italien, Österreich und Griechenland bekannt (z. B. BENSE 1995, HORION 1974). Sie verteilen sich auf die kontinentale und mediterrane biogeografische Region. Alte Meldungen aus Deutschland und Frankreich (vgl. LUCE 1996) gehen auf verschleppte Tiere oder auf Verwechslungen mit dem westeuropäisch-mediterran verbreiteten *Morimus asper* zurück.

Österreich: Aus Österreich liegen einige Funde von *Morimus funereus* vor. Sie beschränken sich bis auf einen sicherlich nicht auf eine lokale Population zurückführbaren, alten Beleg aus dem inneralpinen Schladming in der Steiermark (MITTER 2001) auf die wärmsten Teile des pannonischen Ostens und liegen in den Bundesländern Wien, Niederösterreich, Burgenland und Steiermark (z. B. FRANZ 1974, PITTIONI 1943, SCHWEIGER 1966, SCHILLHAMMER 1993, SCHUH et al. 1992, Naturhistorisches Museum Wien). Trotzdem bleibt unklar, ob es sich hierbei tatsächlich um autochthone, d. h. ursprüngliche Vorkommen handelt. So wurden immer wieder Funde aus Sägewerken und von Holzlagerplätzen bekannt (schriftl. Mitt. RESSL, schriftl. Mitt. MORITZ), an denen nachweislich Holz aus anderen Regionen (z. B. Ungarn) gelagert worden war. Auf einem Holzlagerplatz in Fischamend wurde *Morimus funereus* in den letzten Jahren (1991, 1995, 2001) immer wieder gefangen und Anrainer hatten sogar über die Schädlichkeit der Käfer berichtet (schriftl. Mitt. DRIES). In Rohrbach im Burgenland wurde die Art in einem Keller, in dem ungarisches Holz gelagert war, wiederholt gefunden (schriftl. Mitt. MORITZ). FRANZ (1974) weist auf die Möglichkeit wiederholter Einschleppung auf dem Schiffsweg entlang der Donau hin, und auch in anderen Regionen (Schweiz) sind Fälle von Einschleppung über das Brutholz belegt (ALLENSPACH 1973). Dennoch lassen Fundlokalitäten wie Wienerwald (Tagebuch Demelt) und Leithagebirge (FRANZ 1974, SCHMÖLZER schriftl. Mitt.) neben wiederholter Einschleppung auch autochthone Vorkommen oder zumindest längerfristige sekundäre Ansiedlungen vermuten. Immerhin liegen die nächsten ursprünglichen

Vorkommen von *Morimus funereus* in angrenzenden Regionen der Slowakei (SLAMA 1998) sowie nahe der kantnerisch-italienischen Grenze (MINISTERO DELL' AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO 2003); und etwa 30 Kilometer südlich der steirisch-slowenischen Grenze im Gebiet des Pohorje (DROVENIK mündl. Mitt.).



Stand: März 2004

umweltbundesamt

50.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die IUCN Red List of Threatened Species führt *Morimus funereus* in der Kategorie „VU, vulnerable“ (IUCN 2003). In den Roten Listen der gefährdeten Käfer Österreichs wird *Morimus funereus* als ausgestorben geführt (ADLBAUER et. al. 1994, HOLZSCHUH 1983).

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie.

Entwicklungstendenzen: *Morimus funereus* ist in weiten Teilen des Arealis in starkem Rückgang begriffen.

Gefährdungsursachen: Als Hauptursache für den Rückgang der Art sind vor allem die Praktiken der modernen Forstwirtschaft anzuführen (LUCE 1996). Erschwerend wirkt die geringe Ausbreitungspotenz der Art, die es nahezu unmöglich macht, einst besiedelte Arealteile durch natürliche Migration wieder zu besiedeln.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Neben dem Schutz und der Entwicklung von Reliktpopulationen sollten die Anstrengungen auch darauf fokussieren, neue Korridore zwischen anthropogen isolierten Demen zu installieren.

50.1.8 Verantwortung

Die Verantwortlichkeit Österreichs kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht beurteilt werden. Der dafür notwendige erste Schritt wäre die Klärung des Status von *Morimus funereus* in Österreich.

50.1.9 Erhebung

Morimus funereus kann am besten im Bereich seiner Bruthölzer durch manuelle Suche kartiert werden. Die Tiere sind dann entweder am Tage zwischen Holzstämmen ruhend oder während der Nacht im aktiven Zustand auf oder in der Umgebung von Totholz mit Hilfe einer kräftigen Lampe auffindbar. Zufällige Nachweise sind außerdem in Form von Beifängen im Zuge von Barberfallen-Erhebungen möglich.

Zur Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, Brutbäume, Ausschluflöcher, lebende Tiere etc.) und einzelne Tiere sowie ev. vorhandene Chitinreste aufgesammelt und aufbewahrt werden. Die Lokalisierung der Brutbäume bzw. Fundstellen muss möglichst präzise (z. B. als Eintrag auf einem Luftbild oder mit Hilfe eines GPS-Gerätes) erfolgen.

50.1.10 Wissenslücken

Der Status von *Morimus funereus* in Österreich ist nach wie vor unklar. Dabei kommt der Frage der Autochthonie – ob in Österreich reproduzierende Bestände unter Freilandbedingungen vorkommen – zentrale Bedeutung zu. Freilandhebungen an potenziell geeigneten Standorten wären wahrscheinlich geeignet, einen Ansatz zur zukünftigen Handhabung von *Morimus funereus* in der naturschutzfachlichen Planung zu liefern.

50.1.11 Literatur und Quellen

Zitierte Literatur

- ADLBAUER, K., HOLZSCHUH, C. & ZABRANSKY, P. (1994): Rote Liste der Cerambycidae (Bockkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie. 170-176.
- ALLENSPACH, V. (1973): Insecta Helvetica Catalogus: Coleoptera, Cerambycidae. Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Zürich. 216 pp.
- ALTHOFF, J. & DANILEVSKY, M. L. (1997): A check-list of longhorn beetles (Coleoptera, Cerambycoidea) of Europe. Slovensko entomolosko drustvo Stefana Michielija, Ljubljana. 64 pp.
- BENSE, U. (1995): Bockkäfer. Illustrierter Schlüssel zu den Cerambyciden und Vesperiden Europas. Margraf Verlag, Weikersheim. 512 pp.
- BRINGMANN, H.-D. (1996): Die *Morimus*- und *Acanthoderus*-Arten Bulgariens (Col., Cerambycidae). Entomologische Nachrichten und Berichte 40: 237-239.
- DAJOZ, R. (1976): Étude morphologique et biométrique des *Morimus* (Col. Cerambycidae) de la faune européenne. L'Entomologiste 32: 212-231.
- DEMELT, C. (1959): Beitrag zur Kenntnis der Biologie der paläarktischen Cerambyciden. Entomologische Blätter 55: 210-216.
- DEMELT, C. (1952): Beitrag zur Kenntnis der Cerambycidenfauna des Lago di Cavazzo (Friaul) und dessen am Ostufer gelegenen Berge. Entomologisches Nachrichtenblatt Österreichischer und Schweizer Entomologen 4: 89-93.
- DEMELT, C. (1959): 10. Beitrag zur Kenntnis der Biologie der pal. Cerambyciden. Entomologische Blätter 55: 210-217.
- DEMELT, C. (1966): Bockkäfer oder Cerambycidae I. Biologie mitteleuropäischer Bockkäfer (Col. Cerambycidae) unter besonderer Berücksichtigung der Larven. In DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresküste. Gustav Fischer, Jena. 115 pp.
- FRANZ, H. (1974): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band IV, Coleoptera 2. Wagner Innsbruck. 707 pp.
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1966): Die Käfer Mitteleuropas. Band 9: Cerambycidae, Chrysomelidae. Goecke & Evers, Krefeld. 299 pp.

- HOLZSCHUH, C. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Bockkäfer (Cerambycidae) und Borkenkäfer (Scolytidae). In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. BM für Gesundheit und Umweltschutz. 127-129.
- HORION, A. (1974): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band XII: Cerambycidae. Verlag Schmidt, Neustadt an der Aisch. 228 pp.
- IUCN (2003): 2003 IUCN Red List of Threatened Species <www.redlist.org>.
- IVANOVIC, J., JANKOVIC-HLADNI, STANIC, V. & KALAFATIC, D. (1985): Response of *Morimus funereus* L. (Col., Cerambycidae) larvae to the effect of different factors at the level of neurosecretory system, haemolymph and midgut. *Acta entomologica Jugoslavica* 21: 75-78.
- IVANOVIC, J., JANKOVIC-HLADNI, M., DJORDJEVIC, S., STAMENOVIC, S. & LAZAREVIC, J. (1992): The effect of high temperature on metabolism of *Morimus funereus* larvae during an intermoult period. *Journal of Insect Physiology* 38: 877-883.
- JELINEK, J. (1993): Check-list of Czechoslovak Insects IV (Coleoptera). *Folia Heyrovskyana Supplementum* 1. 172 pp.
- KLAUSNITZER, B. (1997): Lamiinae (Arten). In KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 4. Band: Polyphaga Teil 3. Goecke & Evers, Krefeld. 242-267.
- LUCE, J.-M. (1996): *Morimus funereus* Mulsant, 1863. In HELSDINGEN, P. J. van, WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (Hrsg.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I - Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. *Nature and Environment* 79: 59-63.
- MINISTERO DELL' AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO (2003): Fauna Italiana inclusa nella direttiva habitat. Roma. 432 pp.
- MITTER, H. (2001): Bestandsanalyse und Ökologie der nach FFH-Richtlinie geschützten Käfer in Oberösterreich (Insecta, Coleoptera). *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs* 10: 439-448.
- PITTIONI, E. (1943): Die Käfer von Niederdonau: Die Curti-Sammlung im Museum des Reichsgaues Niederdonau. I-III. Verlag Kühne, Wien-Leipzig. 189 pp.
- REITTER, E. (1912): Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches. Bd. 4. Stuttgart. 236 pp.
- SAMA, G. (1991): Note sulla nomenclatura dei Cerambycidae della regione mediterranea (Coleoptera). *Bolletino della Società Entomologica Italiana* 123: 121-128.
- SAMA, G. (2003): Atlas of the Cerambycidae of Europe and the Mediterranean area. Volume 1: Northern, Western, Central and Eastern Europe. Kabourek, Zlin. 173 pp.
- SLAMA, M. E. F. (1998): Tesarikoviti – Cerambycidae. Ceske republiky a Slovenske republiky (Brouci – Coleoptera). Prag. 383 pp.
- SCHILLHAMMER, H. (1993): Bemerkenswerte Käferfunde aus Österreich (II) (Coleoptera). *Koleopterologische Rundschau* 63: 325-332.
- SCHUH, R., SCHILLHAMMER, H. & ZETTEL, H. (1992): Bemerkenswerte Käferfunde aus Österreich (Coleoptera). *Koleopterologische Rundschau* 62: 219-224.
- SCHWEIGER, H. (1952): Käferfang bei Nacht. *Entomologisches Nachrichtenblatt Österreichischer und Schweizer Entomologen* 4: 43-46.
- SCHWEIGER, H. (1966): Arealveränderungen und Populationsschwankungen bei Insekten im pannonischen Raum von Niederösterreich. II Entomologisches Symposium, Opava: 282-303.
- STANIC, V. IVANOVIC, J., JANKOVIC-HLADNI, M., NENADOVIC, V. & MAROVIC, R. (1987): Feeding habits, behaviour, oviposition and longevity of the adult cerambycid beetles *Morimus asper funereus* Muls. (Col., Cerambycidae) under laboratory conditions. *Acta Entomologica Jugoslavica* 21: 87-94.
- SVACHA, P. (2001): Cerambycidae, Lamiinae. In KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 6. Band: Polyphaga Teil 5. Goecke & Evers, Krefeld. 248-298 pp.

TEPPNER, H. (1969): Bestimmungstabelle mitteleuropäischer Lamiinae-Larven (Coleoptera, Cerambycidae) mit Bemerkungen zu deren Biologie. Verhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien 108/109: 19-58.

Zusätzliche Fundort-Literatur

SCHWEIGER, H. (1953): Versuch einer zoogeographischen Gliederung der rezenten Fauna des Wiener Stadtgebietes. Österreichische Zoologische Zeitschrift 4: 556-586.

Quellen unpublizierter Funde

Naturhistorisches Museum Wien

Auf Anfrage wurden dankenswerter Weise von nachfolgend genannten Koleopterologen Daten in schriftlicher oder mündlicher Form weitergegeben:

DEMELT, C., MORITZ, K., RESSL, F., DRIES, B., SCHMÖLZER, K.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz), www.biologiezentrum.at/biowww/de/zobo

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dr. Karl ADLBAUER, Landesmuseum Joanneum, Zoologie (Graz)

Dipl. biol. Remigius GEISER (Salzburg)

Siegfried STEINER (Klagenfurt)

Petr ZABRANSKY, Universität für Bodenkultur, Forstentomologie (Wien)

Danksagung:

Herrn Dr. Karl ADLBAUER sei für die kritische Durchsicht des Manuskripts herzlichst gedankt.

50.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Aufgrund des ungeklärten Status wird zur Zeit von einer Kriterienentwicklung zur Beurteilung des Erhaltungszustandes von *Morimus funereus* abgesehen. Zuvor wäre eine Abklärung der entsprechenden Wissenslücken notwendig.

51 1914* *CARABUS MENETRIESI PACHOLEI* (SOKOLÁR, 1911)

51.1 Schutzobjektsteckbrief

51.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Hochmoorlaufkäfer (vgl. GEISER 1984), Torfmoos-Laufkäfer (RIETZE et al. 2002)

Synonyme: Es sind keine Synonyme zum Artnamen bekannt. Allerdings ist die Unterart-Aufteilung der Art derzeit unklar. *Carabus menetriesi bohemicus* TANZER 1934 wurde von Mandl mit *Carabus menetriesi pacholei* synonymisiert. Die Unterarten *Carabus menetriesi knabli* MANDL 1951 und *Carabus menetriesi pseudogranulatus* NÜSSLER 1965 werden gegenwärtig von den meisten Autoren als synonym zu *Carabus menetriesi pacholei* SOKOLÁR 1911 angesehen.

51.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta, Coleoptera, Carabidae, Carabinae, Carabidae, Carabini

Carabus menetriesi gehört zur Untergattung *Carabus*. Die nächst verwandte Art ist *Carabus granulatus* LINNAEUS, 1758 (Holarktis), daneben gehören zur Untergattung *Carabus* noch die Arten *Carabus arcensis* HERBST, 1784 (Europa, Paläarktis), *Carabus deyrollei* GORY, 1839 (Nordspanien, Nord-Portugal), *Carabus sculpturatus* MÉNÉTRIES 1832 (Aserbaidschan), *Carabus stscheglowi* MANNERHEIM, 1827 (Ostukraine, Ural) und *Carabus vanvolxemi* PUTZEYS, 1875 (Japan) (BREZINA, 1999)

Anmerkungen zur Unterart-Taxonomie: Das heutige Verbreitungsbild von *Carabus menetriesi* ist ein Ergebnis eiszeitlicher Prozesse. Einem geschlossenen Areal im Osten (Russland, Baltikum, Finnland, Belarus, Polen) stehen isolierte Arealinseln in Mitteleuropa gegenüber. Über die taxonomischen Beziehungen der Populationen dieser Arealinseln bestehen verschiedene Auffassungen. Nach vorherrschender Meinung werden alle mitteleuropäischen Populationen als Unterart *Carabus menetriesi pacholei* in weiterem Sinne zusammengefasst und der Nominatunterart *Carabus menetriesi menetriesi* gegenübergestellt (TRAUTNER 2001, LORENZ 1998). Für diese Variante spricht, dass diese beiden Formen klar nachvollziehbare morphologische Unterschiede zeigen (FASSATI 1956).

Die Alternative besteht darin, Bestände der westlichen Arealinseln mit jeweils anderen Unterartnamen zu kennzeichnen. Demnach wären die Populationen Tirols und Westbayerns als *Carabus menetriesi knabli*, die Populationen des Chiemgaus als *Carabus menetriesi witzgalli* und die Populationen des Erzgebirges als *Carabus menetriesi pseudogranulatus* zu benennen. Die Populationen des Peenetales müssten noch als eigene Unterart beschrieben werden. Der Name *Carabus menetriesi pacholei* bezöge sich nach dieser Auffassung nur auf die Populationen des Bayerischen Waldes, des Böhmerwalds, des Wald- und des Mühlviertels.

Eine Klärung der innerartlichen Taxonomie von *Carabus menetriesi* ist derzeit in Arbeit (TRAUTNER unveröff.). Solange die morphologischen und ökologischen Diskontinuitäten zwischen den einzelnen Teilvorkommen nicht klarer verstanden sind, wird hier der Name *Carabus menetriesi pacholei* weit gefasst und auf alle mitteleuropäischen Vorkommen bezogen (vgl. TURIN et al. 2003), in gleicher Weise wird auch die Auflistung als Art im Anhang II der FFH-Richtlinie interpretiert.

Merkmale: *Carabus menetriesi* ist 16 bis 24 mm lang; die männlichen Tiere sind meist etwas kleiner. Das charakteristische Artmerkmal ist der erste Sekundärstreifen auf den Flügeldecken. Diese Rippe in unmittelbarer Nachbarschaft der Flügeldeckennaht ragt bei *Carabus granulatus*

normalerweise über die Mitte der Elytren nach hinten. Bei *Carabus menetriesi* ist diese Rippe verkürzt, meist kürzer als das erste Drittel der Flügeldecken. Schwieriger ist die Unterscheidung zwischen der Unterart *Carabus menetriesi menetriesi* und der Unterart *Carabus menetriesi pacholei*.

FASSATI (1956) führt eine ganze Reihe von Merkmalen an, die seiner Ansicht nach in fast allen Fällen eine verlässliche Zuordnung zu einer der beiden Unterarten gestatten. Demnach sind die Flügeldecken bei *Carabus menetriesi pacholei* mehr gewölbt und an den Seiten mehr abgerundet als bei *Carabus menetriesi menetriesi*, der mit relativ parallelen Flügeldecken der Art *Carabus granulatus* ähnlich sieht. Die Flügeldeckenrippen sind bei *Carabus menetriesi pacholei* weniger stark erhaben als bei der Nominatform. Die dritte Kettengliedreihe verlöscht bei *C. m. pacholei* in der Nähe der Schulter, bei der Nominatform ist die dritte Kettengliedreihe auch im Schulterteil grob ausgebildet. Die Oberseite zeigt bei der Unterart *C. m. pacholei* einen auffallend hellen Bronzeglanz, die Nominatform ist dunkler.

Die Larve von *Carabus menetriesi pacholei* ist an Tarsalmerkmalen und am Sinnesfeld der Labialpalpen zu erkennen (HURKA 1971, unter *C. m. pseudogranulatus*).

51.1.3 Biologie

Lebensweise: Innerhalb der Laufkäfer gehört die Art zum Typ der frühjahrsaktiven Arten mit Sommerlarven. Der Käfer verlässt Anfang April sein Winterlager (HARRY 2002); Larven treten im Frühsommer auf. MÜLLER-KROEHLING (2002) fing den Käfer von Mai bis Oktober; das Aktivitätsmaximum war im Juni. Die Aktivität im September und Oktober interpretiert MÜLLER-KROEHLING als Wanderungsbewegung zum Aufsuchen der Winterquartiere. Der Käfer überwintert in morschem Totholz unter Rinde, sowohl in der Peripherie der Moore als auch in den Waldgebieten, die die Moore umgeben.

Nach NÜSSLER (1969) würde das *Carabus*-übliche Nahrungssuchverhalten bei *Carabus menetriesi pacholei* zu keinem Erfolg führen, da typische *Carabus*-Beutetiere wie Schnecken und Regenwürmer im Moor nur sehr spärlich vertreten sind. Vielmehr beobachtete dieser Autor eine Art Lauerjagd: der Käfer wartet in Höhlungen der *Sphagnum*-Polster versteckt auf Beute. Der Käfer ist dabei an die Torfmoosstämmchen geklammert; die Fühler überragen die Torfmoosoberfläche. Lässt sich eine Fliege (oder im natürlichen Lebensraum auch eine Steinfliege oder Köcherfliege) auf dem Torfmoos nieder, so wird sie blitzschnell von unten gepackt und gefressen. Als mögliche Beutetiere nennt NÜSSLER (1969) für die Hermannsdorfer Wiese im Erzgebirge die Schwebfliegen *Cinxia borealis* und *Cinxia lappona*, die Schnake *Tipula paludosa*, die Stelzenfliege *Pedicia nivosa* und kleinere Laufkäfer, mit denen *Carabus menetriesi pacholei* am Fundort vergesellschaftet lebt (z. B. die Arten *Loricera pilicornis*, *Pterostichus niger*, *Pterostichus melanarius*, *Pterostichus nigrita* und *Agonum micans*).

Wie viele Laufkäfer ist aber *Carabus menetriesi pacholei* nicht ausschließlich carnivor; in Gefangenschaft fraßen die Käfer auch an Früchten (NÜSSLER 1969), zum Beispiel an den Früchten der Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*).

Als Prädator des Hochmoorlaufkäfers käme die Bergeidechse (*Lacerta vivipara*) in Betracht, die an denselben Standorten wie *Carabus menetriesi pacholei* lebt und gelegentlich in denselben Fallen gefangen wird (BLUMENTHAL 1964). HARRY (2002) berichtet von wiederholter Prädation durch Vögel, die in Lebendfallen gefangene Käfer fraßen.

Hinsichtlich der Tagesrhythmicität ist die Art nach den Befunden von HARRY (2002) hauptsächlich als dämmerungs- und nachtaktiv zu charakterisieren. NÜSSLER (1969) gibt allerdings an, die Art sei auch bei Tag aktiv, meide aber intensive Sonnenbestrahlung. Im Aqua-Terrarium wurde die Art bei Abschattung sofort aktiv.

Das Verhalten ähnelt mehr der Art *Carabus clatratus* als der nahe verwandten, wesentlich agileren Art *Carabus granulatus*. *Carabus menetriesi* steigt langsam auf den Sphagnumpolstern umher und flüchtet bei Beunruhigung sofort ins Moos. Gräben, Wasserlachen und nasse Schlenken werden durchschwommen oder stielbeinig schreitend auf dem Gewässergrunde durchquert.

51.1.4 Autökologie

Carabus menetriesi pacholei ist eine stenotope Moorart, die nach verfügbaren Habitatangaben ausschließlich in Hoch- und Übergangsmooren vorkommt (GEISER 1985, NÜSSLER 1965, ARNDT 1989, BLUMENTHAL 1964). Während TRAUTNER (2001) die Bevorzugung von Übergangsmooren gegenüber Hochmooren betont, ist nach MÜLLER-KROEHLING (2002) der deutsche Name „Hochmoorlaufkäfer“ treffend gewählt. Die Diskrepanz der Auffassungen mag sich aus Unterschieden in den Lebensraumsansprüchen verschiedener Populationen oder auch aus unterschiedlicher Habitatverfügbarkeit in verschiedenen Arealteilen erklären. Die verfügbaren Angaben lassen allerdings darauf schließen, dass die Habitatansprüche in den vielgestaltigeren Randzonen von Hochmooren und in Übergangsmooren besser erfüllt sind als in ganz homogenen Hochmooren ohne Gehölzvegetation.

Viele Vorkommen liegen in der Montanzone zwischen 600 m und 1000 m, was auf eine Bevorzugung feuchter Klimate und ein tiefes Temperaturoptimum schließen lässt. Eine Sonderstellung nehmen die tiefgelegenen Moore der Peenemündung (Mecklenburg-Vorpommern) ein, die nicht mit Nadelbäumen, sondern mit Grauweiden bewachsen sind, und die auf Braunmoos statt Torfmoos stocken (MÜLLER-MOTZFELD, pers. Mitt.)

Innerhalb der Moore lebt *Carabus menetriesi pacholei* unter Bedingungen, die nach MÜLLER-KROEHLING (2002) summarisch am besten mit dem Begriff „Intaktheit“ charakterisiert werden. Nach diesem Autor ist der typische Lebensraum der Art im Bayerischen Wald ein „nasses bis sehr nasses Spirken- oder Latschenfilz mit fast vollständiger Bedeckung mit Torfmoosen (*Sphagnum* spp.) und einem Vorkommen der Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*), das deutlich größer ist als jenes von Heidel- und Preiselbeere (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idea*) zusammen. Der Beschirmungsgrad scheint eine untergeordnete Rolle zu spielen.“ Der Lebensraum kann somit den FFH-Lebensraumtypen 7710 Lebende Hochmoore und 91D0 Moorwälder zugeordnet werden.

Die wohl detaillierteste Untersuchung der lokalen Habitatpräferenz stammt von HARRY (2002) aus dem westbayerischen Alpenvorland. Demnach ist der Käfer in Bereichen mit mäßiger Baumdeckung (14 bis 24 %) signifikant überrepräsentiert, bevorzugt also halboffene Bereiche. Weiters bevorzugt der Käfer Moorbereiche mit Bultenstruktur (im Bereich von 24 bis 72 % um die Fallen). Die Bulte sollten mit Torfmoosen überwachsen und nicht zu stark mit Kräutern oder mit Streu bedeckt sein. Dies bedeutet, dass die Bulten noch in der Wachstumsphase sein müssen, vertrocknende Bulten im Degenerationsstadium werden gemieden. Unterrepräsentiert war der Käfer dagegen in Bereichen, in denen vegetationsfreie Schlenken dominierten. In denjenigen Bereichen um die Fallen, die weder Bulten noch Schlenken zuzurechnen waren, bevorzugt der Käfer eine hohe Deckung von Kräutern und Zwergsträuchern.

51.1.5 Populationsökologie

Bislang lieferte nur HARRY (2002) Angaben zur Populationsgröße und Populationsdichte der Art. Mittels Populationsgrößeabschätzungen nach JOLLY-SEBER ermittelte der Autor bei einem Populationsgröße-Mittelwert von 128 Individuen eine Individuendichte von 0,031 Ind./m². Diese Dichte ist größenordnungsmäßig geringer als die anderer *Carabus*-Arten ähnlicher Körpergröße.

Über den Altersaufbau ist nichts bekannt, aber es ist anzunehmen, dass die Art wie verwandte *Carabus*-Arten mehrere Jahre alt (THIELE 1977) werden kann.

Über die Populationsökologie der Art nur sehr wenig bekannt. Die Art ist konstant kurzflügelig (brachypter). Während bei der nahe verwandten Art *Carabus granulatus* immer wieder ausbreitungsfähige Individuen mit langen Flügeln auftreten, ist *Carabus menetriesi* nicht zur Ausbreitung mittels Flug befähigt. Es ist aber bekannt, dass die Art zur Überwinterung die Moore zum Teil verlässt und in angrenzenden Wäldern unter Rinde das Winterquartier bezieht. Daraus kann eine gewisse Wanderaktivität gefolgert werden, die es der Art unter günstigen Bedingungen ermöglichen könnte, entfernte Moore neu zu kolonisieren.

HARRY (2002) studierte mittels Markierung und Lebendfang die Ausbreitungsfähigkeit der Art. Die maximale Entfernung zwischen zwei Fallenpunkten, in denen ein und derselbe Käfer gefangen wurde, betrug 126 m. Der Median der potenziell messbaren Strecken betrug 36 m. Damit ist der Aktionsradius der Art geringer als bei anderen Arten ähnlicher Körpergröße und entsprechenden Lebensformtyps.

Die Lebensumstände der Art lassen erwarten, dass es sich bei ihr um eine wenig konkurrenzkräftige, wenig ausbreitungsfähige Art handelt, die mit Nährstoffarmut und begrenztem Nahrungsangebot zu leben vermag, bei Konkurrenz mit euryöken Arten aber bald verschwindet. Die Nische der Art, verstanden als Hutchinsonsches n-dimensionales Hypervolumen im Parameterraum (SCHOENER 1989), ist verglichen mit verwandten Arten kleinvolumig. Die Art wäre relativ zu anderen Laufkäfern als K- oder S-Strategie (GRIME 1977, SOUTHWOOD 1977) einzuschätzen.

51.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Art *Carabus menetriesi* ist westpaläarktisch verbreitet. Die östlichsten Fundorte liegen im Ural (TURIN et al. 2003, dort auch Verbreitungskarte). Die südlichen Fundorte in der Ukraine und in Bulgarien sind erloschen oder bestätigungsbedürftig, die meisten Nachweise auf engem Raum stammen aus dem Baltikum. Das mitteleuropäische Areal der Art ist Eiszeit-bedingt disjunkt, die mitteleuropäischen Bestände (*Carabus menetriesi pacholei* sensu lato) sind isolierte Relikte. Sie können evolutionsbiologisch als periphere Populationen (LESICA & ALLENDORF 1995) aufgefasst werden.

Europa: Innerhalb der EU 15 kommt die Art sehr engräumig innerhalb der kontinentalen Region in Deutschland und Österreich vor.

Österreich: Das Vorkommen von *Carabus menetriesi pacholei* in Österreich beschränkt sich auf drei isolierte Areale:

- (1) Die meisten Nachweise kommen aus dem Höhenzug des Weinsberger Waldes zwischen Oberösterreich und Niederösterreich. Hier befindet sich der locus typicus der Unterart *Carabus menetriesi pacholei* im Tanner Moor. Hier konnte der Käfer auch in verschiedenen anderen Mooren nachgewiesen werden.
- (2) Es wurde in den 1950er Jahren ein Vorkommen aus der Bayerischen Au, einem großen Moor an der tschechisch-österreichischen Grenze im Böhmerwald gemeldet (MITTER 2001)
- (3) Ein weiterer Nachweis stammt vom Kreckelmoos bei Reutte. Dieser Fundort liegt in naher Nachbarschaft zu den westbayerischen Vorkommen. Nach KAHLEN (1987) ist das Vorkommen durch Biotopzerstörung mittlerweile erloschen, es besteht aber die Möglichkeit, dass *Carabus menetriesi pacholei* in anderen Mooren des Tiroler Außerferns noch vorkommt.

Die Art wurde bisher an 10 Stellen in Österreich nachgewiesen. Das Vorkommen in Tirol ist, wie bereits erwähnt, vermutlich zerstört. Von den 6 Vorkommen in Oberösterreich (Tanner Moor, Bayerische Au, Unterweißenbach, Königswiesen, Bärnkopf, Weinsberger Forst) sind 3 nicht mehr genau lokalisierbar, das Vorkommen am Bärnkopf ist nach BLUMENTHAL (1964) inzwischen zerstört, das in der Bayerischen Au ist nicht neu bestätigt. Lediglich das Vorkommen im Tanner Moor konnte rezent bestätigt werden (PAILL, mündl.). Aus Niederösterreich

sind 3 Nachweise bekannt geworden. Nach übereinstimmender Autorenauffassung ist der Nachweis vom Kamp bei Arbesbach auf ein verschwemmtes Exemplar zu beziehen, bei den Vorkommen Meloner Au (MANDL 1956) und Karlstifter Moore (SCHWEIGER 1979) wären zu überprüfen, ob sie aktuell noch bestehen.

Gesichtete Angaben zur historischen Entwicklung der Art sind wegen der geringen Anzahl der Nachweise nicht möglich. Da nur ein einziger rezenter Nachweis mehreren definitiv zerstörten Fundstellen gegenübersteht, ist allerdings von einer stark rückläufigen Bestandsentwicklung auszugehen.

Das **Vorkommenspotenzial** der Art kann anhand von 4 Kriterien umrissen werden (ZULKA & PALL, im Druck): (1) Klima, (2) Höhenlage, (3) Habitat und (4) Flächengröße.

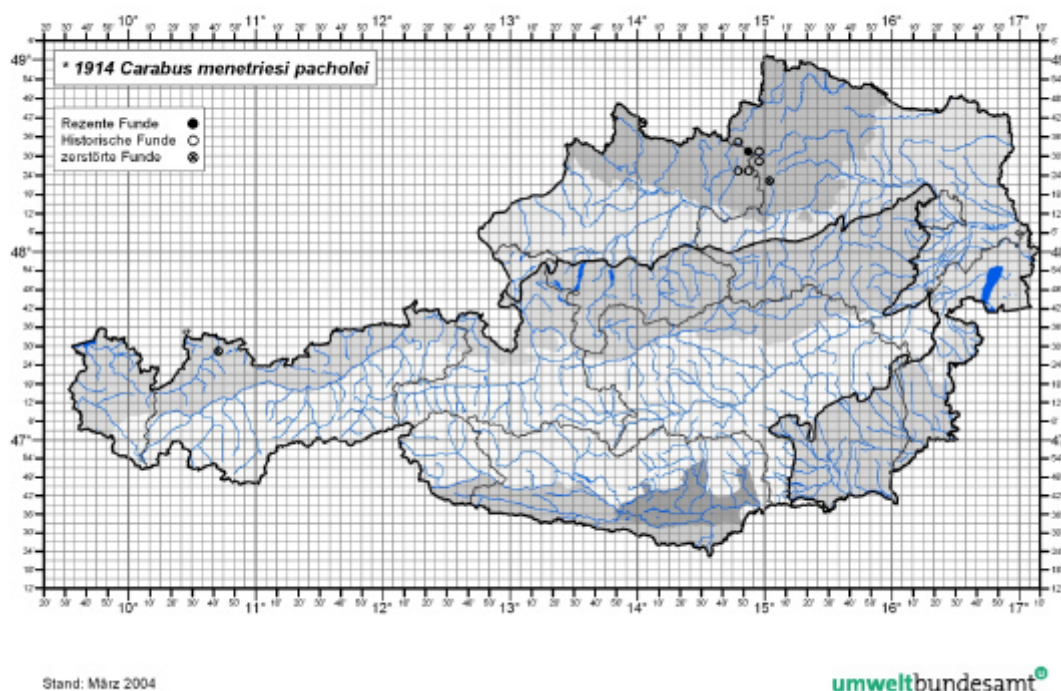
Die bisherigen Funde des Hochmoorlaufkäfers liegen allesamt in der feucht-ozeanischen Klimazone Österreichs. Diese Klimazone erstreckt sich entlang der Nordalpen und nimmt den westlichen Teil des Waldviertels und das oberösterreichische Mühlviertel ein. „Ozeanisch“ ist hierbei ein relativer Begriff und steht im Gegensatz zu den pannonisch-kontinentalen Klimazonen Ostösterreichs. Viele der österreichischen Moorkommen liegen in dieser feucht-ozeanischen Klimazone; auch die Vorkommen des Hochmoorlaufkäfers in den oberbayerischen Voralpen liegen in Gebieten mit ähnlichen Klimabedingungen.

Zum zweiten liegen die bisherigen Fundorte, soweit sie genau zu lokalisieren sind, in einem engen Höhenband zwischen 750 m und 1050 m. Die Bevorzugung der Montanstufe steht in Einklang mit den Befunden anderer Autoren für große Teile des mitteleuropäischen Verbreitungsgebietes (z. B. NÜSSLER, 1969, HURKA 1996, MÜLLER-KROEHLING, 2002).

Zum dritten ist die Art nach bisherigen Angaben auf Moore beschränkt. Die Gebietsauswahl der Hoch- und Übergangsmoore (STEINER 1992) bietet somit eine dritte Schicht des potenziellen Vorkommens.

Viertens ist die Größe der Moore möglicherweise ein limitierender Faktor. Wenn die Art auf intakte Moorhabitats angewiesen ist und gestörte Randzonen von Mooren meidet, dann sind nur Moore ab einer bestimmten Größe für sie besiedelbar. Das steht mit den bisherigen Funddaten in Einklang.

Nach diesem Suchbild wären weitere Vorkommen vor allem in großen Mooren des Weinsberger Walds, aber auch in manchen Mooren des Voralpengebiets möglich.



51.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: *Carabus menetriesi pacholei* scheint in der internationalen IUCN-Liste nicht auf (HILTON-TAYLOR, 2000). Dagegen wird *Carabus menetriesi pacholei* in vielen mitteleuropäischen Roten Listen in der höchsten Gefährdungskategorie geführt (vgl. nachfolgende Tabelle), insbesondere in den neueren Listen. Eine bemerkenswerte Ausnahme bildet die aktuelle Rote Liste der Käfer Österreichs, in der die Art nur als „gefährdet“ aufscheint (KIRSCHENHOFER & REISER 1994), während sie in der früheren Version (FRANZ & KOFLER 1983) noch als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft wurde. *Carabus menetriesi pacholei* steht sowohl in Oberösterreich als auch in Niederösterreich unter Naturschutz.

Jahr	Region	Einstufung	Autor
1976	Bayern	Stark gefährdet (Kat. 1a)	Riess et al. 1976
1979	Wien, Niederösterreich, Burgenland	vereinzelt und an wenigen Stellen vorkommende Art	Schweiger 1979
1983	Österreich	Vom Aussterben bedroht (Kat. A.1.2)	Franz & Kofler 1983
1983	Bayern	Stark gefährdet (Kat. 1a)	Geiser 1983
1984	Deutschland (alte Bundesländer)	Stark gefährdet (Kat. 2)	Geiser 1984
1987	DDR	Stark gefährdet (Kat. II/1)	Müller-Motzfeld 1987
1992	Bayern	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Lorenz et al. 1992

1992	Nordbayern	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Lorenz et al. 1992
1992	Südbayern	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Lorenz et al. 1992
1992	Mecklenburg-Vorpommern	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Müller-Motzfeld et al. 1992
1992	Baden-Württemberg	Gefährdungssituation unklar (Kat. ?)	Trautner 1992
1993	Bayern	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Lorenz 1993
1994	Österreich	Gefährdet (Kat. 3)	Kirschenhofer & Reiser 1994
1995	Mecklenburg-Vorpommern	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Trautner & Müller-Motzfeld 1995
1995	Sachsen	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Trautner & Müller-Motzfeld 1995
1995	Bayern	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Trautner & Müller-Motzfeld 1995
1996	Sachsen	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Arndt & Richter 1995
1996	Bayern	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Lorenz 1996
1997	Deutschland	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Trautner et al. 1997
1998	Deutschland	Vom Aussterben bedroht (Kat. 1)	Trautner et al. 1998

Nach dem neuen Konzept für die Roten Listen Österreichs (ZULKA et al. 2001) muss die Art wegen des geringen Bestands und der negativen Habitatentwicklungstendenz als ‚vom Aussterben bedroht‘ eingestuft werden.

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Die Art steht sowohl in Oberösterreich als auch in Niederösterreich unter Naturschutz.

Entwicklungstendenzen: Über die Entwicklung der Verbreitung und des Bestandes sind wegen der spärlichen Daten keine abgesicherten Angaben möglich. Allerdings ist die Entwicklung der Habitatqualität an den meisten bekannten Fundorten negativ. Viele Moore des Wald- und Mühlviertels wurden und werden entwässert. Globale Veränderungen wie Klimaerwärmung und Nährstoffeintrag wirken sich auf Moore durchwegs negativ aus.

Gefährdungsursachen: Die wichtigsten Gefährdungsursachen für *Carabus menetriesi pacholei* sind Habitatdegradation, Habitatfragmentation und direkte menschliche Nachstellung.

(1) Habitatdegradation: Die Autoren, die sich mit der Art beschäftigt haben, stimmen darin überein, dass jegliche Beeinträchtigung urtümlicher Moore die Existenzmöglichkeiten schmälert. MÜLLER-KROEHLING (2002) nennt als wesentliches Habitatkriterium „Intaktheit“ als integrierende Charakterisierung. Die Entwässerung der Moore führt zur Austrocknung, Torfabbau, Überwachsung mit Besenheide (*Calluna vulgaris*), und Rückgang der Torfmoose. Vermutlich sind Verdrängungs- und Konkurrenzmechanismen im Spiel, wenn die Art verschwindet und die Laufkäferzönose sich in Richtung Waldarten oder euryöke Feuchtgebietsarten verschiebt. In Österreich sind die meisten Moore, die sich als Lebensraum eignen würden, mehr oder minder stark beeinträchtigt.

(2) Habitatfragmentation: Die Metapopulationstheorie lehrt, dass ein Ensemble von mehr oder minder isolierten Einzelpopulationen in einem bestimmten Gebiet nur dann auf die Dauer über-

lebensfähig ist, wenn sich Aussterbens- und Wiederbesiedlungsereignisse im langjährigen statistischen Mittel die Waage halten, somit lokales Aussterben durch Kolonisation kompensiert wird. Eine solche Gleichgewichts-Metapopulationsstruktur ist für viele österreichischen Moore unwahrscheinlich: sie liegen so weit voneinander entfernt und sind durch so viele Barrieren voneinander isoliert, dass eine Wiederbesiedlung verlorenen Terrains unwahrscheinlich ist.

(3) direkte Nachstellung: *Carabus menetriesi pacholei* gilt in Sammlerkreisen als Rarität. MÜLLER-KROEHLING (2002) berichtet von hohen Schwarzmarktpreisen, die für die Art bezahlt werden. Mangels detaillierter Kenntnis über die Besiedlungsdichte und das Reproduktionspotenzial der Art und im Lichte der sehr inselhaften Verbreitung muss illegale Nachstellung als eine Gefährdungsursache ins Kalkül gezogen werden.

Artenschutzmaßnahmen: Die wichtigste Schutzmaßnahme zur Erhaltung und Förderung der Art ist die Aufgabe der Moorentwässerung. Die Abdämmung der Drainagekanäle, die in vielen österreichischen Mooren angelegt worden sind, ist von höchster Priorität. *Carabus menetriesi pacholei* repräsentiert hier eine Umbrella-Art (NEW 1995): mit dieser Schutzmaßnahme würde auch dem Rest der typischen Hochmoor- und Übergangsmoor-Gesellschaft geholfen.

Eine Wiederansiedlungsprogramm ist angesichts der gegenwärtigen Unsicherheit hinsichtlich der Habitatansprüche und der Biologie der Art nicht empfehlenswert, könnte aber eine zweckmäßige Schutzoption werden, wenn die elementaren Wissenslücken einmal geschlossen sind.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: *Carabus menetriesi pacholei* ist eine Art, die urtümliche Primärlebensräume charakterisiert, Managementmaßnahmen sind daher, abgesehen von der Renaturierung und Wiederherstellung ursprünglicher Verhältnisse, nicht zweckmäßig.

Die Beweidung von Hoch- und Übergangsmooren wird in der Literatur (HARRY 2002) vereinzelt als geeignete Managementmaßnahme diskutiert, ist aber unter den Experten sehr umstritten (MÜLLER-KROEHLING 2002) und erscheint angesichts der Wissensdefizite um die ökologischen Ansprüche der Art fragwürdig. Im österreichischen Moorschutzkatalog wird Beweidung als eine der Gefährdungsursachen von Mooren angeführt (STEINER 1992).

51.1.8 Verantwortung

Der Locus typicus der Unterart liegt in Österreich, ebenso ein beträchtlicher Teil des Gesamtareals. Wenn sich Populationen, die mit den Unterartnamen die Unterarten *Carabus menetriesi pseudogranulatus* und *C. m. knabli* belegt wurden, als genetisch, morphologisch und ökologisch eigenständig erweisen sollten, dann ist die Verantwortung Österreichs höher einzuschätzen als wenn die peripheren Vorposten der Art sich diesbezüglich als weitgehend homogen erweisen sollten.

51.1.9 Kartierung

Die Art ist nach verfügbaren Beschreibungen auf Hochmoore und Übergangsmoore beschränkt. Innerhalb dieser Moore sind bestimmte Strukturen als potenzieller Lebensraum von *Carabus menetriesi pacholei* zu umgrenzen: Reichtum an *Sphagnum*-Bulten, ungestörte Verhältnisse, Reichtum an Kräutern und Zwergsträuchern zwischen den Bulten, Dominanz von Hochmoor-Sphagnen, Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*) und Moosbeere (*Vaccinium oxycoccos*).

Der wichtigste Grundlage für die Abschätzung des günstigen Erhaltungszustands ist zum gegenwärtigen Stand des Wissens die Kartierung der Vorkommen. Der gegenwärtige Überblick über die Bestände ist lückenhaft und muss komplettiert werden.

Grundsätzlich stehen 4 Methoden zur Verfügung, um *Carabus menetriesi pacholei* nachzuweisen

(1) Begehung und optische Kontrolle. Nach NÜSSLER (1969) zeigt der Käfer bei bedecktem Wetter eine gewisse Tagaktivität, die zufällige Beobachtung herumlaufender Individuen ist also prinzipiell möglich. TRAUTNER (2001) gibt allerdings zu bedenken, dass im Laufe von zwei Jahren während eines Kartierungsprojekts in Südbayern nur ein Exemplar zufällig beobachtet wurde. Damit scheidet die Methode für systematische Erhebungen aus.

(2) Besammlung der Winterquartiere. Nach übereinstimmenden Angaben überwintert *Carabus menetriesi pacholei* in Baumstümpfen und unter der Rinde von morschen Baumstämmen. Eine systematische Besammlung solcher Überwinterungsquartiere ist aber destruktiv und erlaubt keine quantitativen Abschätzungen, da unklar ist, welcher Anteil der Population solche Winterquartiere aufsucht. Sie kann daher nicht als standardisierte Methode zur Artkartierung in Betracht gezogen werden.

(3) Bodenfallen mit Fixierflüssigkeit. Dabei werden etwa 5 bis 10 Glas- oder Plastikgefäße ebenerdig in den Boden eingegraben und mit einem Dach vor Überschwemmung geschützt. Als Fixierflüssigkeit wird oft 5-10%ige Essigsäure verwendet, geeignet ist auch eine Mischung von Ethanol, Ethylenglykol und Essigsäure. TRAUTNER (2001) empfiehlt den Einsatz von solchen Abtötungsbodenfallen nur dort, wo das Vorkommen von *Carabus menetriesi pacholei* vermutet wird, aber noch nicht belegt ist. Nach dem ersten Nachweis wären die Fallen abzubauen, um übermäßige Entnahme von Individuen zu verhindern und Populationen nicht zu gefährden.

Das Problem beim Einsatz der Bodenfallen ist die Dosierung der Fangintensität. Geringe Dichte, geringe Aktivität und sehr lokales Auftreten im Moor erfordern eine hohe Fallenanzahl, wenn existierende Populationen tatsächlich entdeckt und dokumentiert werden sollen. Andererseits ist zu wenig über die Populationsdynamik von *Carabus menetriesi pacholei* bekannt, als dass das Risiko der massiven Entnahme von Individuen aus kleinen und verinselten Populationen einer aussterbenden Art zu rechtfertigen wäre.

(4) Die wichtigste Erhebungsmethode ist daher der Fallenfang mit Lebendfallen. Sie können in großer Anzahl ausgebracht werden, müssen aber täglich kontrolliert und mit Dächern vor Prädatoren geschützt werden (vgl. HARRY 2002). Fallenfelder von 50 Fallen erscheinen für die Kontrolle ausreichend. Als Lebendfallen eignen sich Plastikbecher oder Glasbecher, die ebenerdig in den Boden oder in den *Sphagnum*-Teppich eingegraben werden. Styroporschnitzel dienen als Unterschlupf, verhindern die Austrocknung und dienen als Rettungsinseln, falls die Falle überschwemmt werden sollte. Als Dachkonstruktion hat sich Plexiglasfolie bewährt, die mit hölzernen Grillspießen in ausreichendem Abstand von der Falle abgestützt wird.

Dieser Fallenfang sollte an bekannten Fundorten, aber auch an Orten, wo ein Vorkommen des Käfers bislang undokumentiert geblieben ist, aber möglich erscheint, alle vier Jahre wiederholt werden.

51.1.10 Wissenslücken

In der Taxonomie sollten morphometrischen Untersuchungen zu den taxonomischen Beziehungen der regionalen Vorkommen durch genetische Untersuchungen komplettiert werden. Was die Biologie anbelangt, so sollte insbesondere die Ausbreitungsbiologie der Art genauer untersucht werden, da daraus das Potenzial zur Neubesiedlung rekultivierter Moore ableitbar ist.

Voraussetzung ist allerdings, dass die verfügbaren Verbreitungsdaten ergänzt werden. Es ist derzeit unklar, in welchem Umfang die tatsächliche Verbreitung durch die verfügbaren Nachweisdaten abgedeckt ist. Das Vorkommen in einigen Mooren des Waldviertels, des Böhmerwalds und der Voralpen erscheint angesichts der Habitatansprüche möglich, müsste aber überprüft werden.

51.1.11 Literatur und Quellen

- ARNDT, E. & RICHTER, K. (1995): Rote Liste Laufkäfer im Freistaat Sachsen - Stand 1995., Radebeul.
- ARNDT, E. (1989): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Gattung *Carabus* Linne (Coleoptera: Carabidae). Beitr. Ent. 39: 63–103.
- AVISE, J. C. (1994): Molecular markers, natural history and evolution. Chapman & Hall, New York: 511 S.
- BLUMENTHAL, C. L. (1964): Jagd auf seltene *Carabus*-Arten (Coleoptera, Carabidae). Nachrbl. Bayer. Ent. 13: 97–99.
- BREZINA, B. (1999): World catalogue of the genus *Carabus*. Pensoft, Sofia.
- FASSATI, M. (1956): O geografické variabilitě, biologii a puvodu druhu *Carabus ménétriesi* Hummel v Československu. [Über die geographische Variabilität, Biologie und über den Ursprung von *Carabus ménétriesi* Hummel in der Tschechoslowakei.] Acta faun. ent. Mus. Nat. Pragae 1: 65–76.
- FRANKLIN, I. R. (1980): Evolutionary change in small populations. In: SOULÉ, M. E. & WILCOX, B. A. (eds.): Conservation biology: An evolutionary-ecological perspective. Sinauer, Sunderland: 135–149.
- FRANZ, H. & KOFLER, A. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Käferarten (Coleoptera) — Hauptteil. In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2 Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 85–122.
- GEISER, R. (1983): Käfer – Coleoptera. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ: Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Wirbeltiere, Insekten, Weichtiere). Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München: 21–23.
- GEISER, R. (1984): Rote Liste der Käfer (Coleoptera). In: BLAB, J., NOWAK, E. TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Kilda-Verlag, Greven: 75–114.
- GEISER, R. (1985): Überblick über den gegenwärtigen Bearbeitungsstand der faunistisch-ökologischen Erfassung der Käfer Bayerns. Mitt. Münchn. Ent. Ges. 74: 129–154.
- GRIME, J. P. (1977): Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. Am. Nat. 111: 1169–1194.
- HARRY, I. (2002): Habitat und Ökologie von *Carabus menetriesi pacholei* (Sokolar) im voralpinen Hügelland. Ein Manuskript in Anlehnung an die Diplomarbeit. Manuskript: 42 S.
- HILTON-TAYLOR, C. (Compiler) (2000): 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland: 61 S.
- HURKA, K. (1971): Die Larven der Gattung *Carabus*. Rozpr. cesk. Akad. ved, ráda matematických a přírodních ved 81, 1–136.
- HURKA, K. (1996): Carabidae České a Slovenské republiky. [Carabidae of the Czech and Slovak Republics.] Kabourek, Zlín: 565 S.
- KAHLEN, M. (1987): Nachtrag zur Käferfauna Tirols. Veröff. Mus. Ferdinand. Innsbruck 67: 1–288.
- KIRSCHENHOFER, E. & REISER, P. (1994): Teil Carabidae in Rote Liste der gefährdeten Käfer Österreichs (Redaktion M. Jäch). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 2, Styria, Graz: 112–119.
- LESICA, P. & ALLENDORF, F. W. (1995): When are peripheral populations valuable for conservation? Conserv. Biol. 9: 753–760.

- LORENZ, W.; APFELBACHER, F.; FÖRSTER, D.; GEISER, R.; GRÜNWALD, M.; HEIMBUCHER, D.; HIRGSTETTER, C.; KORELL, A.; LACKERBECK, K.; LEIPOLD, D.; MÜTING, D.; REBHAN, H. & SCHELOSKE, H.-W. (1992): Rote Liste gefährdeter Laufkäfer (Carabidae) Bayerns. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Beiträge zum Artenschutz 15. Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. München: 100–107.
- LORENZ, W. (1993): Laufkäfer (Carabidae). In: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern (Wirbeltiere, Insekten, Weichtiere), 2. geänderte Auflage, November 1993. München: 47–52.
- LORENZ, W. (1996): Laufkäfer (Carabidae). In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ: Rote Liste gefährdeter Tiere in Bayern (Wirbeltiere, Insekten, Weichtiere), 3. geänderte Auflage, Dezember 1996. München: 47–51.
- LORENZ, W. (1998): Systematic list of extant ground beetles of the world (Coleoptera "Geadephaga": Trachypachidae and Carabidae incl. Paussinae, Cicindelinae, Rhysodinae). First edition. Published by the author, Tutzing: 502 S.
- MANDL, K. (1956): Die Käferfauna Österreichs. III. Die Carabiden Österreichs, Tribus Carabini, Genus *Carabus* Linné. Koleopterol. Rundsch. 34: 4–41.
- MITTER, H. (2001): Bestandsanalyse und Ökologie der nach FFH-Richtlinie geschützten Käfer in Oberösterreich. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 10: 439–448.
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2002): Verbreitung und Lebensraumsprüche der prioritären FFH-Anhang II-Art Hochmoorlaufkäfer (*Carabus menetriesi pacholei* Sokolar) in Ostbayern. Bayerische Landesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Freising.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1987): Entwurf einer "Roten Liste" der in der DDR gefährdeten Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). Ent. Nachr. Ber. Berlin 31: 147–155.
- MÜLLER-MOTZFELD, G.; MATHYL, E.; SCHMIDT, J. & STEGEMANN, K.-D. (1992): Rote Liste der gefährdeten Laufkäfer Mecklenburg-Vorpommerns (1. Fassung, Stand: Oktober 1992). Die Umweltministerin des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- NEW, T. R. (1995): An introduction to invertebrate conservation biology. Oxford University Press, Oxford: 194 S.
- NÜSSLER, H. (1965): *Carabus menetriesi pseudogranulatus* ssp. n. aus dem sächsischen Erzgebirge (Coleoptera, Carabidae). Entom. Abh. Mus. Tierk. Dresden 31: 307–317.
- NÜSSLER, H. (1969): Zur Ökologie und Biologie von *Carabus menetriesi*, Humm. Entom. Abh. Mus. Tierk. Dresden 36: 281–302.
- RIESS, W.; ROTH, H. M., NITSCHKE, G.; BLUMENTHAL, C.; POSTNER, M.; SCHERER, G. & WITZGALL, K. (1976): Käfer – Coleoptera. Liste der gefährdeten Tierarten. In: RIESS, W., ROTH, H. M. & NITSCHKE, G.: Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Wirbeltiere und Insekten), 1. Fassung. Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege 7 Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München: 12.
- RIETZE, J.; HIMMER, C. & TRAUTNER, J. (2002): Der Torfmoos-Laufkäfer (*Carabus menetriesi pacholei*) im FFH-Gebiet "Moore und Mittelgebirgslandschaft bei Elterlein" (Erzgebirge/Sachsen). Manuskript im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft, vertreten durch das Umweltfachamt Chemnitz: 8 S.
- SCHWEIGER, H. (1979): Rote Liste der in der Region Wien, Niederösterreich, Burgenland gefährdeten Sandläufer (Cicindelidae) und Laufkäferarten (Carabidae). Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum 1: 11–38.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1977): Habitat, the temple for ecological strategies? J. Anim. Ecol. 46: 337–365.
- STEINER, G. M. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog. Vierte, vollständig überarbeitete Auflage. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 1, Styria Medienservice, Graz: 508 S.

- THIELE, H. U. (1977): Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. *Zoophysiology and Ecology* 10, Springer, Berlin: 369 S.
- TRAUTNER, J. & MÜLLER-MOTZFELD, J. (1995): Faunistisch-ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdung und Checkliste der Laufkäfer. Eine Übersicht für die deutschen Bundesländer. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 27: 96–105.
- TRAUTNER, J. (1992): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer (Col., Carabidae s. lat.). Josef Margraf, Weikersheim: 72 S.
- TRAUTNER, J. (2001): Hochmoor-Laufkäfer (*Carabus menetriesi* subsp. *pacholei*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. *Angewandte Landschaftsökologie* 42 Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 281–287.
- TRAUTNER, J.; MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICKE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). 2. Fassung, Stand Dezember 1996. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29: 261–273.
- TRAUTNER, J.; MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICKE, M. UND 26 MITAUTOREN (1998): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae). In: BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P. (BEARBEITER): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 55 Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 159–167.
- TURIN, H.; PENEV, L. & CASALE, A. (2003): The genus *Carabus* in Europe. A synthesis. *Fauna Entomologica* No 2, Pensoft, Sofia.
- ZULKA, K. P. & PAILL, W. (im Druck): *Carabus menetriesi pacholei* in Österreich (Coleoptera: Carabidae). *Ang. Carabidol.*, Suppl.

Wichtige österreichische Datenquellen: Die wichtigste Datenquelle ist die zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT in Linz. Das Typusexemplar der Unterart *Carabus menetriesi pacholei* ist im Naturhistorischen Museum Wien deponiert

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art:

Mag. Wolfgang Paill, Ökoteam: Institut für Faunistik und Tierökologie OEG, Bergmannsgasse 22, A-8051 Graz, Österreich, e-mail: oekoteam@sime.com

Jürgen Trautner, Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung, Johann-Strauß-Straße 22, D-70794 Filderstadt, BRD

Stefan Müller-Kroehling, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft LWF, Am Hochanger 11, 85354 Freising, BRD

Hofrat Dipl.-Ing. Dr. Peter Reiser, Glatzgasse 4/9, 1190 Wien

51.2 Indikatoren und Schwellenwerte

51.2.1 Indikatoren für den Einzelbestand auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren	A	B	C
Moorfeuchtigkeit	nass (wasserführende Schlenken)	feucht	trocken, verheidet
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	Deckung 1 oder größer gemäß Braun-Blanquet-Schätzskala	Deckung r oder + gemäß Braun-Blanquet-Schätzskala	nicht vorhanden
<i>Sphagnum</i> sp.	>80% Deckung	>60% Deckung	<60% Deckung
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße ⁴⁶	>1.000	>100	<100
Fangzahl ⁴⁷	>20 Individuen	3-20 Individuen	<3 Individuen

51.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Auf Gebietsebene ist entscheidend, ob das Gebiet ausreichend besiedelten Lebensraum umfasst:

Das Bestands-Kriterium lautet somit folgendermaßen:

A: Fläche der Moor-Moorwald-Biotop-Abschnitte, in denen *Carabus menetriesi pacholei* nachgewiesen wurde, innerhalb des Natura 2000-Gebiets größer als 100 ha

B: Fläche der Moor-Moorwald-Biotop-Abschnitte, in denen *Carabus menetriesi pacholei* nachgewiesen wurde, innerhalb des Natura 2000-Gebiets zwischen 20 ha und 100 ha

C: Fläche der Moor-Moorwald-Biotop-Abschnitte, in denen *Carabus menetriesi pacholei* nachgewiesen wurde, innerhalb des Natura 2000-Gebiets kleiner als 20 ha

Zusätzlich wird noch die Biotopqualität herangezogen:

A: Fläche der Moorabschnitte, die a) nass, mit wasserführenden Schlenken, b) auf denen die Deckung von *Vaccinium oxycoccus* gemäß Braun-Blanquet-Schätzskala 1 oder mehr beträgt, c) auf denen *Sphagnum* mehr als 80 % der Bodenoberfläche deckt, ist insgesamt größer als 100 Hektar im Natura 2000-Gebiet

B: Fläche der Moorabschnitte, die a) nass, mit wasserführenden Schlenken, b) auf denen die Deckung von *Vaccinium oxycoccus* gemäß Braun-Blanquet-Schätzskala 1 oder mehr beträgt,

⁴⁶ FRANKLIN (1980) stellte die Faustformel auf, wonach eine Population mindestens 50 Individuen aufweisen müsse, soll sie der Gefahr der Inzucht-Depression entgehen, und mindestens 500 Individuen, soll sie auf Dauer keine Verluste an genetischer Variabilität durch Drift erleiden. Diese Regel ist als Übersimplifizierung oft kritisiert worden (AVISE 1994), in Ermangelung genauerer Anhaltspunkte zur minimalen überlebensfähigen Population von *Carabus menetriesi pacholei* wird sie aber inklusive Sicherheitspolster herangezogen. HARRY (2002) kommt auf Grund von Fang/Wiederfang-Methoden zu Populationsgrößen in der Größenordnung von mehreren Hunderten Exemplaren; die Konfidenzintervalle sind aber sehr weit und die Angaben somit nur als größenordnungsmäßige Richtwerte anzusehen.

⁴⁷ Wegen der Schwierigkeiten, die sich der Populationsgröße-Ermittlung entgegenstellen, wird ein Alternativindikator zur Populationsgröße vorgeschlagen. Fang mit 50 Lebendfallen (Größe 9 cm Durchmesser) über zwei Wochen (zwischen Anfang Mai und Mitte Juni) in bekannten Fundorten. Die Zahlen orientieren sich wiederum an HARRY (2002), angesichts der großen Fallenzahl sollte eine repräsentative Beprobung der Standorte möglich sein.

c) auf denen Spahgnum mehr als 80 % der Bodenoberfläche deckt, liegt zwischen 20 und 100 Hektar im Natura 2000-Gebiet

C: Fläche der Moorabschnitte, die a) nass, mit wasserführenden Schlenken, b) auf denen die Deckung von *Vaccinium oxycoccus* gemäß Braun-Blanquet-Schätzskala 1 oder mehr beträgt, c) auf denen Spahgnum mehr als 80 % der Bodenoberfläche deckt, ist geringer als 20 Hektar im Natura 2000-Gebiet.

51.3 Bewertungsanleitung

51.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Die Verknüpfung der Habitatindikatoren richtet sich nach folgenden Kombiantionsmöglichkeiten:

Werden alle drei Wertstufen vergeben ist der Erhaltungszustand = B. Werden zwei Wertstufen vergeben, dann ergeben die Kombinationen AAB=A, BBA=B, BBC=B und BCC=C, die Kombinationen AAC=B und ACC=B.

Sodann ist der Wert für den Bestand mit dem Wert für das Habitat gemäß folgender Verknüpfungs-Matrix zu verbinden:

		„Bestand“		
		A	B	C
„Habitat“	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	B	C	C

51.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Population(en)

A: zumindest 1 Population im hervorragenden Erhaltungszustand oder zumindest 2 Populationen im guten Erhaltungszustand

B: zumindest 1 Population im guten Erhaltungszustand oder zumindest 3 Populationen im mittel-schlechten Erhaltungszustand, die in absehbarer Zeit durch Maßnahmen miteinander vernetzbar sind

C: Population(en) im mittel-schlechten Erhaltungszustand

52 1926 STEPHANOPACHYS LINEARIS (KUGELANN, 1792)

52.1 Schutzobjektsteckbrief

52.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Glatter Bergwald-Bohrkäfer

Der deutsche Name geht auf die Übersetzung des schwedischen Käfer („vor“)namens „Slät“ (vgl. www.naturvardsverket.se/dokument/natur/n2000/2000dok/pdf/arterdec031.pdf) zurück.

Synonyme: *Stephanopachys elongatus* Paykull

52.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Bostrichidae (Bohrkäfer), Dinoderini

Merkmale: *Stephanopachys linearis* entspricht dem Aussehen nach *Stephanopachys substriatus*, unterscheidet sich von diesem jedoch u. a. durch die wesentlich geringer ausgeprägte Körnung v. a. im Bereich des Halsschildes (FREUDE et al. 1969).

52.1.3 Biologie

Zur Biologie von *Stephanopachys linearis* ist nahezu nichts bekannt. WAGNER (1948) gibt zumindest an, dass er die Art in größerer Zahl gemeinsam mit *Stephanopachys substriatus* bei Frohnleiten sammelte, ein Umstand, der auch aus dem borealen Arealteil beider Arten bekannt ist (PALM 1950). Die Larvenstadien sind bislang unbekannt (KLAUSNITZER mündl. Mitt.).

52.1.4 Autökologie

Ähnlich wie *Stephanopachys substriatus* dürfte auch *Stephanopachys linearis* ein Bewohner von Bergwäldern sein. Die wenigen mitteleuropäischen Funde lassen jedoch im Gegensatz zu *Stephanopachys substriatus* keine klaren Präferenzen für Nadelhölzer erkennen. Zwar gibt SCHAUFUSS (1916) Tannen und Kiefern als Lebensraum an, doch stammte das Typenmaterial aus altem Eichenholz (HORION 1961) und die Tiere vom Hochlantsch aus Ahorn (BRANCSIK 1871). Rinden abgestorbener Bäume dürften jedoch ebenfalls den bevorzugten Choriotop von *Stephanopachys linearis* darstellen.

52.1.5 Populationsökologie

Zur Populationsökologie von *Stephanopachys linearis* ist nichts bekannt.

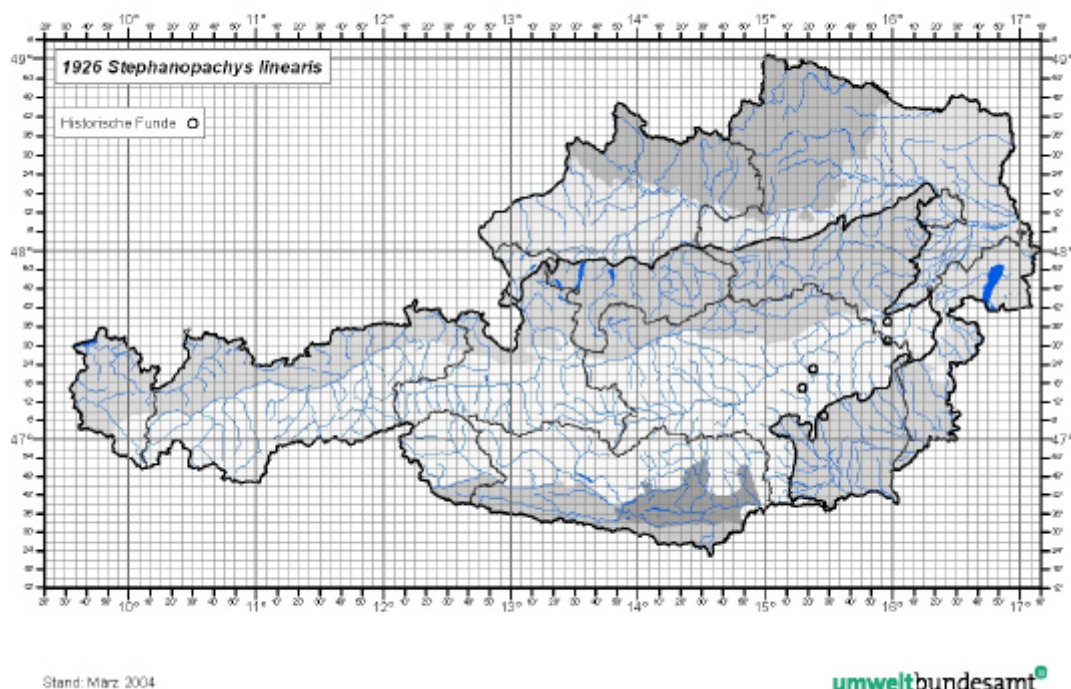
52.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Stephanopachys linearis* ist ein paläarktisches, in Europa boreoalpines Element, dessen Verbreitung von Mittel- und Nordeuropa bis Sibirien reicht (z. B. FREUDE et al. 1969, HORION 1961, SEIDLITZ 1891). Während die Art im Nordareal weiter verbreitet ist (z. B. LUNDBERG 1986), beschränken sich die alpinen Vorkommen auf wenige disjunkte, glazial-reliktäre Populationen.

Europa: Innerhalb der EU 15 sind Vorkommen aus Finnland, Österreich und Schweden bekannt (z. B. HORION 1961). Sie verteilen sich auf die alpine und boreale biogeografische Region. Einige alte Meldungen wie beispielsweise aus Deutschland, Italien (Südtirol) oder Frankreich (SCHILSKY 1909) wurden in neuere Verzeichnisse (z. B. KAHLEN & HELLRIGL 1996,

KÖHLER & KLAUSNITZER 1998) nicht mehr übernommen, da sie auf Fehlbestimmungen, Fundortverwechslungen oder verschleppten Tieren beruhen.

Österreich: In Österreich ist *Stephanopachys linearis* nur von zwei niederösterreichischen und drei steirischen Lokalitäten bekannt. Während die Nachweise aus dem niederösterreichischen Wechselgebiet (FRANZ 1974, SCHILSKY 1899), vom Hochlantsch (BRANCSIK 1871) und aus Graz (Naturhistorisches Museum Wien) bereits aus dem 19. Jahrhundert stammen, wurden in der Umgebung von Frohnleiten noch 1948 zahlreiche Käfer gesammelt (WAGNER 1948). Zur Höhenlage der Funde existieren keine Angaben, doch ist mit einem Vorkommen in der montanen Stufe zu rechnen.



52.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: *Stephanopachys linearis* wird in Österreich als stark gefährdete (GEISER 1994) bzw. vormals als vom Aussterben bedrohte Käferart (GEISER 1983) erachtet. Umfangreiche Detailkartierungen müssten klären, ob die Art bei uns überhaupt noch vorkommt.

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Schutzmaßnahmen wie reduzierte Bewirtschaftungsintensität montaner Wälder können nur nach umfangreichen Kartierungen und dem Nachweis rezenter Populationen ev. in historischen Vorkommensgebieten von *Stephanopachys linearis* formuliert werden.

52.1.8 Verantwortung

Im arealweiten Zusammenhang sind die relikttärenden österreichischen Bestände von untergeordneter Bedeutung. Sie stellen jedoch die einzigen innerhalb der Alpen dar und sind somit zumin-

dest von großer populationsgenetischer Relevanz. Ihr Aussterben wäre mit dem unwiederbringlichen Verschwinden von *Stephanopachys linearis* in Mitteleuropa gleichzusetzen.

52.1.9 Kartierung

Als Methode zum Nachweis von *Stephanopachys linearis* bietet sich lediglich gezielte Handsuche an. Dabei werden Borkenstücke vorsichtig vom Holz abgelöst und die Holzoberfläche sorgfältig nach Käfern abgesucht. Die Borke wird mit Hilfe eines Käfersiebes ausgesiebt und das Gesiebe entweder im Labor oder direkt im Freiland ausgelesen.

Zur Nachvollziehbarkeit und Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, Brutbäume, lebende Tiere etc.) und einzelne Tiere aufgesammelt und aufbewahrt werden. Die Lokalisierung der Brutbäume bzw. Fundstellen muss möglichst präzise (z. B. als Eintrag auf einem Luftbild oder mit Hilfe eines GPS-Gerätes) erfolgen.

52.1.10 Wissenslücken

Das Wissen zur Verbreitung von *Stephanopachys linearis* begründet sich auf drei historischen österreichischen Lokalitäten. Zumindest diese bzw. deren Umgebung müssten mit erheblichem methodischen Aufwand nach einem aktuellen Vorkommen der Art untersucht werden. Weitere Forschung zur Biologie und Ökologie wären dringend notwendig.

Die zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf nationaler Ebene notwendige Rote Liste-Einstufung ist aktualisierungsbedürftig.

52.1.11 Literatur und Quellen

Literatur:

- BRANCSIK, C. (1871): Die Käfer der Steiermark. Paul Cieslar, Graz. 114 pp.
- FRANZ, H. (1974): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band IV, Coleoptera 2. Wagner Innsbruck. 707 pp.
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1969): Die Käfer Mitteleuropas. Band 8: Terebrantia, Heteromera, Lamellicornia. Goecke & Evers, Krefeld. 388 pp.
- GEISER, R. (1983): Rote Liste ausgewählter Familien xylobionter Käfer (Coleoptera) in Österreich. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. BM für Gesundheit und Umweltschutz. 131-137.
- GEISER, R. (1994): Rote Liste der Bostrychidae (Bohrkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie. 145-146.
- HORION, A. (1961): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band VIII: Clavicornia, Terebrantia, Coccinellidae. Verlag Feyel, Überlingen. 375 pp.
- KAHLEN, M. & HELLRIGL, K. (1996): Ordnung Coleoptera - Käfer. In HELLRIGL, K. (Hrsg.): Die Tierwelt Südtirols. Naturmuseum Südtirol, Bozen. 393-511.
- KÖHLER, F. & KLAUSNITZER, B. (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 4. 185 pp.
- LUNDBERG, S. (1986): Catalogus Coleopterorum Sueciae. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm. 155 pp.
- PALM, T. (1950): Anteckningar om svenska skalbaggar. V. Entomologisk Tidskrift 71: 129-143.
- SCHAUFUSS, C. (1916): Calwer's Käferbuch. Einführung in die Kenntnis der Käfer Europas. Bd. 1. Stuttgart. 709 pp.

SCHILSKY, J. (1899): Systematisches Verzeichnis der Käfer Deutschlands und Deutsch-Österreichs mit besonderer Angabe der geographischen Verbreitung aller Käferarten in diesem Faunengebiet. Strecker & Schröder, Stuttgart. 221 pp.

SEIDLITZ, G. (1891): Fauna Baltica. Die Käfer (Coleoptera) der deutschen Ostseeprovinzen Russlands. Hartungsche Verlagsdruckerei, Königsberg. 818 pp.

WAGNER, H. (1948): Aus der Praxis des Käfersammlers 42. Ueber das sogenannte „Klopftuch“ und seine Anwendung. Koleopterologische Rundschau 31: 1-13.

Quellen unpublizierter Funde:

Naturhistorisches Museum Wien

Wichtige österreichische Datenquellen:

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz), www.biologiezentrum.at/biowww/de/zobo

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dipl. biol. Remigius Geiser (Salzburg)

52.2 Indikatoren und Schwellenwerte

52.2.1 Indikatoren für die Population

Die Abgrenzung von Populationen kann aufgrund fehlender Daten nicht fachlich biologischen Grundlagen unterliegen, sondern muss pragmatisch unter gutachterlicher Einschätzung erfolgen. Hierbei können beispielsweise Bestände entwicklungsuntauglicher Bäume oder waldfreie Zonen von wenigen Kilometern Ausdehnung bereits als Grenzen zwischen Einzelbeständen auf lokaler Ebene interpretiert werden.

Da Populationsdichten nur mit sehr hohem Untersuchungsaufwand ermittelbar sind, wird als Alternative im Zuge der Bewertung die einfache Präsenz unter Berücksichtigung des Zeitfaktors herangezogen.

Habitatindikatoren	A	B	C
Lebensraumausstattung	Lückiger oder randständiger Altholzbestand (vorzugsweise Tanne, Kiefer oder Ahorn) mit hohem Totholzanteil (vorzugsweise besonnte, trockene, mit Borke versehene Stämme und Äste) in großflächiger (> 50 ha) Ausprägung	Lückiger oder randständiger Altholzbestand (vorzugsweise Tanne, Kiefer oder Ahorn) mit hohem Totholzanteil (vorzugsweise besonnte, trockene, mit Borke versehene Stämme und Äste) in kleinflächiger (< 50 ha) Ausprägung	Gehölzbestand mit geringem Totholzanteil (vorzugsweise Tanne, Kiefer oder Ahorn) in kleinflächiger (< 50 ha) Ausprägung
Fortbestand	Lebensraum auf absehbare Zeit gesichert bzw. (aus Sicht des Schutzgutes) in positiver Entwicklung	Gefährdung auf maximal 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar	Gefährdung auf > 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar
Populationsindikatoren	A	B	C
Nachweisaktualität⁴⁸	Nachweis aus den vergan-	Nachweis nach 1980 (trotz	historischer Nachweis vor

⁴⁸ Da Populationsdichten nur mit sehr hohem Untersuchungsaufwand ermittelbar sind, wird als Alternative im Zuge der Bewertung die einfache Präsenz unter Berücksichtigung des Zeitfaktors herangezogen. Methodik: Gezielte Handsuche mit einem Aufwand von ca. 1 Exkursionstag/ha.

	genen 6 Jahren	aktueller Nachsuche)	1980 (trotz aktueller Nachsuche)
--	----------------	----------------------	----------------------------------

52.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Erhaltungszustand der Population(en)

A: zumindest 1 Population im hervorragenden Erhaltungszustand oder zumindest 2 Populationen im guten Erhaltungszustand

B: zumindest 1 Population im guten Erhaltungszustand oder zumindest 3 Populationen im mittel-schlechten Erhaltungszustand, die in absehbarer Zeit durch Maßnahmen miteinander vernetzbar sind

C: Population(en) im mittel-schlechten Erhaltungszustand

52.3 Bewertungsanleitung

Voraussetzung für Bewertung: gezielte Nachsuche in den vergangenen 6 Jahren; ansonsten Population bzw. Gebiet nicht beurteilbar.

52.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Der Mittelwert „Habitat“ aus dem Habitat- (Lebensraumausstattung) und Beeinträchtigungsindeksator (Beeinträchtigung/Fortbestand) wird gemäß nachfolgender Matrix mit dem Wert des Bestandsindikators (Nachweisaktualität) verschnitten.

	Nachweisaktualität			
		A	B	C
„Habitat“	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

52.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Eine Beurteilung erfolgt unter Auswertung der festgestellten Erhaltungszustände der Einzelpopulationen.

53 1927 STEPHANOPACHYS SUBSTRIATUS (PAYKULL, 1800)

53.1 Schutzobjektsteckbrief

53.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Gekörnter Bergwald-Bohrkäfer

Der in Deutschland verwendete Name „Gestreifter Bergwald-Bohrkäfer“ (z. B. LWF 2003) wird hier nicht übernommen, da die Körperoberfläche des Käfers keine Streifung, jedoch starke Körnung erkennen lässt. Außerdem soll verhindert werden, dass der deutsche Name „gestreift“ fälschlicherweise auf die zweite, nahe verwandte *Stephanopachys*-Art mit dem Epitheton „linearis“ bezogen wird.

Synonyme: keine

53.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Insecta (Insekten), Coleoptera (Käfer), Bostrichidae (Bohrkäfer), Dinoderini

Merkmale: *Stephanopachys substriatus* ist mit 3,5-6,5 mm Körperlänge ein kleiner Käfer. Er zeigt einen typischen Borkenkäfer-Habitus mit zylindrischem Körper und kapuzenförmig vom Halsschild überdecktem Kopf. Allerdings sind die Fühler nicht gekniet, sondern gerade und tragen an ihrem terminalen Ende eine dreigliedrige Keule. Die Bestimmung ist nur durch Spezialisten unter Zuhilfenahme der einschlägigen Literatur (z. B. FREUDE et al. 1969) möglich.

53.1.3 Biologie

Die Biologie von *Stephanopachys substriatus* ist weitestgehend unbekannt. SCHURR-MICHEL (1951) bildet typische Fraßbilder sowie eine singuläre Zeichnung eines Larvenstadiums ab.

Zur jahreszeitlichen Aktivität gibt HORION (1961) die Monate Juni bis November mit einem Maximum im August an. Die saisonale Verteilung der datierten österreichischen Funde – einer stammt aus den letzten Maitagen, 3 aus dem Juni und 8 aus dem Juli – weist ebenfalls auf sommerliche Aktivität der Imagines hin.

Funde aus anthropogener Umgebung wie aus der Privatwohnung des Käfersammlers Dr. Kofler (KOFLER mündl. Mitt.) oder aus Sägewerken (HORION 1961) – wahrscheinlich infolge sekundären Befalls von gelagertem Holz – lassen auf gute Flugfähigkeit und damit gewisse Ausbreitungspotenz schließen.

53.1.4 Autökologie

Stephanopachys substriatus besiedelt Wald-Lebensräume in der montan-subalpinen Höhenstufe. Dabei besteht eine deutliche Bevorzugung von Wäldern mit hohem Nadelholzanteil, zumal die Art überwiegend auf Gehölzen der Gattungen Tanne (*Abies*), Fichte (*Picea*) und Kiefer (*Pinus*) lebt. Dies ermöglicht u. a. eine Zuordnung zu den FFH-Lebensraumtypen „Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder“ (Code 9410) und „Alpiner Lärchen- und/oder Arvenwald“ (Code 9420). Nur ausnahmsweise wurden Funde von Laubhölzern wie Erle (*Alnus*) (HORION 1961) und Buche (*Fagus*) (HOLDHAUS & PROSSEN 1901) gemeldet. Als corticole und lignicole Art wird vor allem die Rinde selbst, aber auch der Choriotop unter der Rinde und im Holz besiedelt (KAHLEN 1997). Bevorzugt wird trockenes, stärkeres Totholz in sonniger Lage auf trockenen Böden. Während dem Boden aufliegende Stämme offenbar gemieden werden, dienen sowohl aufrecht stehende Totbäume als auch – sogar überwiegend – Stubben als Lebensräume (KAHLEN 1997). FRANZ (1974) meldet auch Nachweise aus trockenen Fichtenrindenhau-

fen und aus geschnittenem Nadelholz, SCHURR-MICHEL (1951) untersuchte Tiere aus Fichtenrindenvorräten einer Lederfabrik, WÖRNDLE (1950) erwähnt Funde aus aufgestapelten Fichtenästen und PEEZ & KAHLEN (1977) sammelten *Stephanopachys substriatus* auf Fichtenklaffern. Brandgeschädigte Stämme werden ebenfalls angenommen (KOCH 1989, SCHURR-MICHEL 1951).

53.1.5 Populationsökologie

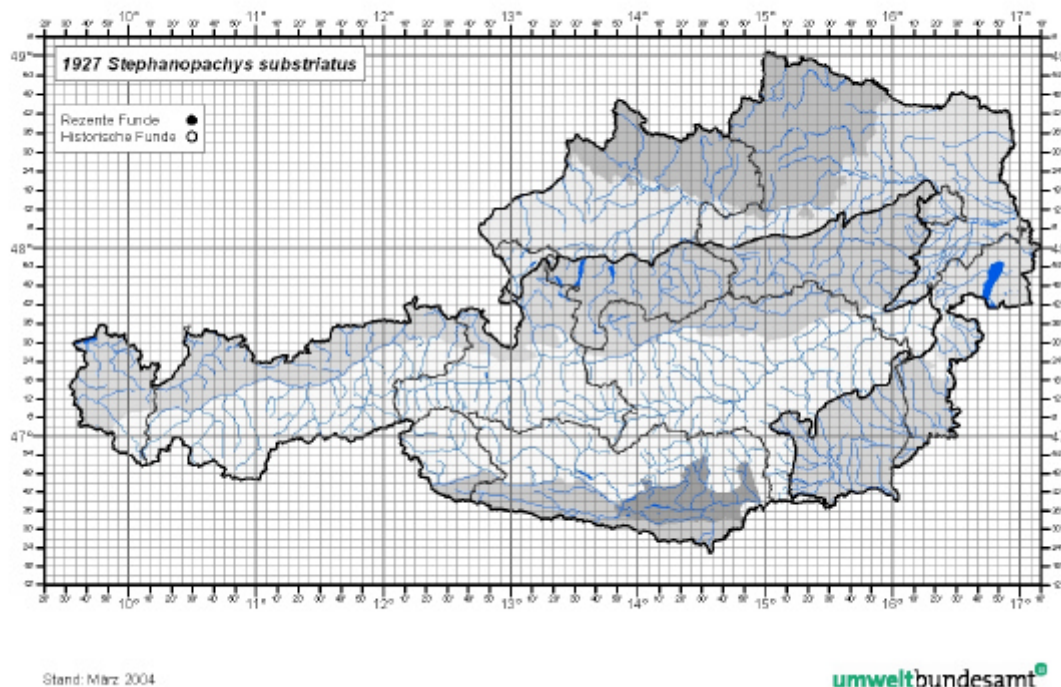
Zur Populationsökologie von *Stephanopachys substriatus* ist nahezu nichts bekannt. Für SCHURR-MICHEL (1951) bot sich zumindest die Gelegenheit eine Gradation der Art zu untersuchen, die beträchtliche Schäden am Siloinhalt einer Lederfabrik (Fichtenrinden) hervorgerufen hatte. Dabei fand er zahlreiche von Erzwespen parasitierte Puppen.

53.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Stephanopachys substriatus* ist ein holarktisches, in Europa boreoalpines Element, dessen Verbreitung von Nordamerika (Kanada, Alaska) über Mittel- und Nordeuropa bis Sibirien reicht (z. B. FREUDE et al. 1969, HORION 1961).

Europa: Innerhalb der EU sind Vorkommen aus Deutschland (Bayern, Hessen), Finnland, Italien, Österreich und Schweden bekannt (z. B. HORION 1961, LUNDBERG 1986, PEEZ & KAHLER 1977). Sie verteilen sich auf die alpine, kontinentale und boreale biogeografische Region. Eine alte Meldung aus Frankreich ist unbelegt und nicht durch neuere Funde bestätigt (SAINT-CLAIRE DEVILLE 1937 in HORION 1961).

Österreich: In Österreich ist *Stephanopachys substriatus* mit einigen Funden aus den gebirgigen Regionen Nieder- und Oberösterreichs, des Burgenlands (Geschriebenstein), der Steiermark, Kärntens, Salzburgs und Tirols bekannt. Stammt ein Großteil der historischen Funde aus der Steiermark (z. B. FRANZ 1974, KIEFER & MOOSBRUGGER 1942), so liegen aktuelle Nachweise lediglich aus der Umgebung von Ferlach im Rosental, Nikolsdorf bei Lienz, St. Veit im Defereggental sowie vom Stoderzinken im oberösterreichischen Teil des Toten Gebirges vor (GEISER 2001, KOFLER schriftl. Mitt., DRIES schriftl. Mitt.). Auch KAPP (2001) konnte die mehrfach aus dem Hochschwabgebiet gemeldete Art (FRANZ 1974) trotz jahrelanger aufwendiger Aufsammlungen nicht wieder nachweisen. Obwohl nur wenige exakte Höhenangaben vorliegen, kann *Stephanopachys substriatus* als Element der montan-subalpinen Stufe gelten.



53.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: *Stephanopachys substriatus* wird in Österreich als potenziell gefährdete Käferart erachtet (GEISER 1994). Zwar zeichnet sich eine negative Tendenz zwischen historischen und aktuellen Funden ab, doch lässt der genutzte Lebensraum keine höhergradige Gefährdung der Art erwarten.

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie.

Grundsätze für Pflege- und Managementmaßnahmen: Schutzmaßnahmen wie reduzierte Bewirtschaftungsintensität montan-subalpiner Wälder können nur nach umfangreicher Kartierung in potenziellen, historischen und aktuellen Vorkommensgebieten von *Stephanopachys substriatus* sinnvoll formuliert werden.

53.1.8 Verantwortung

Innerhalb der EU beherbergt Österreich neben Finnland und Schweden die wohl bedeutendsten Bestände von *Stephanopachys substriatus*. Österreich kommt daher entsprechende Bedeutung für den Erhalt der Art zu.

53.1.9 Kartierung

Als Methode zum Nachweis von *Stephanopachys substriatus* bietet sich lediglich gezielte Handsuche an. Dabei werden Borkenstücke vorsichtig vom Holz abgelöst und die Holzoberfläche sorgfältig nach Käfern abgesucht. Die Borke wird mit Hilfe eines Käfersiebtes ausgesiebt und das Gesiebe entweder im Labor oder direkt im Freiland ausgelesen.

Zur Nachvollziehbarkeit und Beweissicherung sollten Fotos angefertigt (Lebensraum, Brutbäume, lebende Tiere etc.) und einzelne Tiere aufgesammelt und aufbewahrt werden. Die Lo-

kalisierung der Brutbäume bzw. Fundstellen muss möglichst präzise (z. B. als Eintrag auf einem Luftbild oder mit Hilfe eines GPS-Gerätes) erfolgen.

53.1.10 Wissenslücken

Das Wissen zur aktuellen Verbreitung von *Stephanopachys substriatus* in Österreich stützt sich auf wenige, mehr oder weniger zufällige Nachweise. Als erster Schritt müssten alle historischen Vorkommensgebiete gezielt nach der Art untersucht werden. In diesem Zuge sind auch basale Daten zur Biologie und Ökologie der im Alpenraum hinsichtlich seiner Bionomie gänzlich unbekannt Populationen zu erlangen.

Die zur Bewertung des Erhaltungszustandes auf nationaler Ebene notwendige Rote Liste-Einstufung ist aktualisierungsbedürftig.

53.1.11 Literatur und Quellen

Zitierte Literatur:

- FRANZ, H. (1974): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band IV, Coleoptera 2. Wagner Innsbruck. 707 pp.
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1969): Die Käfer Mitteleuropas. Band 8: Terebrantia, Heteromera, Lamellicornia. Goecke & Evers, Krefeld. 388 pp.
- GEISER, E. (2001): Die Käfer des Landes Salzburg. Faunistische Bestandserfassung und tiergeographische Interpretation. Monographs on Coleoptera 2. 706 pp.
- GEISER, R. (1994): Rote Liste der Bostrychidae (Bohrkäfer) Österreichs. In GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des BM für Umwelt, Jugend und Familie. 145-146.
- HOLDHAUS, K. & PROSSEN, T. (1901): Verzeichnis der bisher in Kärnten beobachteten Käfer. Carinthia II 91/11: 56-63, 92-106.
- HORION, A. (1961): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band VIII: Clavicornia, Terebrantia, Coccinellidae. Verlag Feyel, Überlingen. 375 pp.
- KAHLEN, M. (1997): Forschung im Alpenpark Karwendel. Die Holz- und Rindenkäfer des Karwendels und angrenzender Gebiete. Natur in Tirol, Sonderband 3. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck. 151 pp.
- KAPP, A. (2001): Die Käfer des Hochschwabgebietes und ihre Verbreitung in der Steiermark. Erster Vorarlberger Coleopterologischer Verein, Burs. 628 pp.
- KIEFER, H. & MOOSBRUGGER (1942): Beitrag zur Coleopterenfauna des steirischen Ennstales und der angrenzenden Gebiete. Mitteilungen der Münchner Entomologischen Gesellschaft 32: 486-536.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 2. Goecke & Evers, Krefeld. 382 pp.
- LUNDBERG, S. (1986): Catalogus Coleopterorum Sueciae. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm. 155 pp.
- LWF (2003): Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie in Bayern. 168 pp.
- PEEZ, A. & KAHLEN, M. (1977): Die Käfer von Südtirol. Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck. 525 pp.
- SCHURR-MICHEL, E. (1951): Ein Bostrychide, *Stephanopachys substriatus* Payk. als Gerbrindenschädling. Zeitschrift für angewandte Entomologie 32: 285-288.
- WÖRNDLE, A. (1950): Die Käfer von Nordtirol. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 388 pp.

Zusätzliche Fundort-Literatur:

HOLZSCHUH, C. (1971): Bemerkenswerte Käferfunde in Österreich 1. Mitteilungen der forstlichen Bundesversuchsanstalt 94: 3-65.

PITTIONI, E. (1943): Die Käfer von Niederdonau: Die Curti-Sammlung im Museum des Reichsgaues Niederdonau. I-III. Verlag Kühne, Wien-Leipzig. 189 pp.

WAGNER, H. (1948): Aus der Praxis des Käfersammlers 42. Ueber das sogenannte „Klopftuch“ und seine Anwendung. Koleopterologische Rundschau 31: 1-13.

Quellen unpublizierter Funde:

Auf Anfrage wurden dankenswerter Weise von nachfolgend genannten Koleopterologen Daten in schriftlicher oder mündlicher Form weitergegeben:

DRIES, B., KOFLER, A., GLADITSCH, S., SCHUH, R.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Zoologisch-botanische Datenbank ZOBODAT (Linz), www.biologiezentrum.at/biowww/de/zobo

Wichtige Kontaktpersonen und Experten:

Dipl. biol. Remigius GEISER (Salzburg), Manfred KAHLEN, Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum (Innsbruck), Rudolf SCHUH (Wien)

53.2 Indikatoren und Schwellenwerte

53.2.1 Indikatoren für die Population

Die Abgrenzung von Populationen kann aufgrund fehlender Daten nicht fachlich biologischen Grundlagen unterliegen, sondern muss pragmatisch unter gutachterlicher Einschätzung erfolgen. Hierbei können beispielsweise Bestände entwicklungsuntauglicher Bäume oder waldfreie Zonen von wenigen Kilometern Ausdehnung bereits als Grenzen zwischen Einzelbeständen auf lokaler Ebene interpretiert werden.

Da Populationsdichten nur mit sehr hohem Untersuchungsaufwand ermittelbar sind, wird als Alternative im Zuge der Bewertung die einfache Präsenz unter Berücksichtigung des Zeitfaktors herangezogen.

Habitatindikatoren	A	B	C
Lebensraumausstattung	Lückiger oder randständiger Altholzbestand (vorzugsweise Fichte, Tanne oder Kiefer) mit hohem Totholzanteil (vorzugsweise besonnte, trockene, mit Borke versehene, stehende Stämme oder Stubben) in großflächiger (> 50 ha) Ausprägung	Lückiger oder randständiger Altholzbestand (vorzugsweise Fichte, Tanne oder Kiefer) mit hohem Totholzanteil (vorzugsweise besonnte, trockene, mit Borke versehene, stehende Stämme oder Stubben) in kleinflächiger (< 50 ha) Ausprägung	Gehölzbestand mit geringem Totholzanteil in kleinflächiger (< 50 ha) Ausprägung
Fortbestand	Lebensraum auf absehbare Zeit gesichert bzw. (aus Sicht des Schutzgutes) in positiver Entwicklung	Gefährdung auf maximal 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar	Gefährdung auf > 20% der Fläche infolge natürlicher oder anthropogener Ursachen absehbar
Populationsindikatoren	A	B	C

Nachweisaktualität ⁴⁹	Nachweis aus den vergangenen 6 Jahren	Nachweis nach 1980 (trotz aktueller Nachsuche)	historischer Nachweis vor 1980 (trotz aktueller Nachsuche)
----------------------------------	---------------------------------------	--	--

53.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Erhaltungszustand der Population(en)

A: zumindest 1 Population im hervorragenden Erhaltungszustand oder zumindest 2 Populationen im guten Erhaltungszustand

B: zumindest 1 Population im guten Erhaltungszustand oder zumindest 3 Populationen im mittel-schlechten Erhaltungszustand, die in absehbarer Zeit durch Maßnahmen miteinander vernetzbar sind

C: Population(en) im mittel-schlechten Erhaltungszustand

53.3 Bewertungsanleitung

Voraussetzung für Bewertung: gezielte Nachsuche in den vergangenen 6 Jahren; ansonsten Population bzw. Gebiet nicht beurteilbar.

53.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Der Mittelwert „Habitat“ aus dem Habitat- (Lebensraumausstattung) und Beeinträchtigungsdikator (Beeinträchtigung/Fortbestand) wird gemäß nachfolgender Matrix mit dem Wert des Bestandsindikators (Nachweisaktualität) verschnitten.

	Nachweisaktualität			
		A	B	C
„Habitat“	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

53.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Eine Beurteilung erfolgt unter Auswertung der festgestellten Erhaltungszustände der Einzelpopulationen.

⁴⁹ Methodik: Gezielte Handsuche mit einem Aufwand von ca. 1 Exkursionstag/ha.

SCHMETTERLINGE

Bearbeiter : Dr. Helmut Höttinger (ARGE Tierökologie und Naturschutz), Dr. Peter Huemer (Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum) & Josef Pennerstofrer (ARGE Tierökologie und Naturschutz)

54 1052 EUPHYDRYAS MATURNA (LINNAEUS, 1758)

54.1 Schutzobjektsteckbrief

54.1.1 Schutzobjekt

Deutsche Namen: Eschen-Scheckenfalter, Maivogel.

Synonyme: *Hypodryas maturna*, *Eurodryas maturna*, *Melitaea maturna*

54.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Lepidoptera, Nymphalidae.

Unterarten (vgl. VOGLER, 1980; VARGA & SÁNTHA, 1972/73): Die Populationen in den Tief-lagen (Kärnten, Steiermark, Niederösterreich, Burgenland und einzelne Populationen in Ober-österreich sowie Salzburg) gehören zur Nominat-Unterart. Die dunklere, alpine ssp. *urbani* Hirschke 1901 kommt in Österreich vor allem in den höheren Lagen in Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich, der Steiermark und Kärnten (?) vor. Die höchsten Fundorte liegen bei ca. 1.500 m (FRANZ, 1985).

Merkmale: Grundfarbe der Oberseite rotbraun mit kleinen gelblichen Flecken sowie kräftigen rotbraunen Binden und Flecken. Recht charakteristisch ist die breite, ziegelrote Binde (ohne Punktmuster) auf den Flügeloberseiten. *E. maturna* unterscheidet sich von der lange als alpine Subspezies dieser Art betrachteten *E. intermedia wolfensbergeri* durch folgende Merkmale (SBN, 1987): die Vorderflügelunterseite ist sehr schwach gezeichnet, vor allem in der Außen-hälfte fehlen mehrere Zeichnungsmuster der Oberseite. Außerdem sind die Mondflecke der Saumbinde auf der Vorderflügeloberseite ziemlich unregelmäßig. Eine gesicherte Determinati-on dieser beiden Arten muss einem Spezialisten vorbehalten bleiben.

54.1.3 Biologie

Die Gesamt-Flugzeit in Österreich dauert je nach Population, Höhenlage und Witterung von Anfang Mai bis Anfang August. Die Flugzeit in einem bestimmten Jahr ist kürzer, durchschnitt-lich einen Monat.

Die Eiablage erfolgt in mehrschichtigen Eisiegeln von 50 bis 600 Eiern (SELZER, 1911; PRETSCHER, 2000; BOLZ, 2001) an der Unterseite der Raupennahrungspflanzen. Die Falter stellen dabei hohe Ansprüche an Lage, Struktur und mikroklimatische Verhältnisse der Eiabla-gepflanzen, wobei exponierte, besonnte Zweigpartien in warm-luftfeuchter Umgebung eindeutig bevorzugt werden (eigene Beob.; EBERT, 1991; WEIDEMANN, 1995). Belegt werden Eschen in Höhen von 0,2 bis 15 m über dem Boden, mit Schwerpunkt im Bereich von ca. 1 bis 4 m (ei-gene Beob.; SCHILLER & GRAUL, 2000a; BOLZ, 2001).

Vor der Überwinterung leben die Raupen gesellig in einem Gespinst, in Österreich hauptsäch-lich an Gewöhnlichen Eschen (*Fraxinus excelsior*) (eigene Beob.), in seltenen Fällen (im Bur-genland) auch auf Liguster (*Ligustrum vulgare*) (GROS, mündl. Mitt.). In Ungarn werden *Fraxi-nus excelsior*, *F. angustifolia* (Schmalblatt-Esche) und *Ligustrum vulgare* genutzt (WAHLBERG, 1998).

In anderen Ländern (z. B. Finnland, Schweden) werden neben der Esche auch andere Eiabla-gepflanzen genutzt: Wasser-Schneeball (*Viburnum opulus*), Wiesen-Wachtelweizen (*Melam-pyrum pratense*), Gewöhnliche Heckenkirsche (*Lonicera xylosteum*) und Langblatt-Blauweiderich (*Veronica longifolia*) (ELIASSON, 1991; WAHLBERG, 1998, 2001; SWAAY & WARREN, 1999).

Nach der (in Österreich höchstwahrscheinlich einmaligen) Überwinterung der Raupen in gemeinsamen Gespinsten unterschiedlicher Größe (einige wenige bis mehr als 1000 Raupen) in der feuchten Laubstreu leben sie im Frühjahr polyphag an verschiedenen Pflanzen (SELZER, 1911; WEIDEMANN, 1995; PRETSCHER, 2000). In anderen Ländern (insbesondere im Norden des europäischen Verbreitungsgebietes, z. B. in Norddeutschland, Schweden und Finnland) überwintern die Raupen zum Teil zwei- oder dreimal (vgl. SELZER, 1911; EBERT & RENNWALD, 1991; WEIDEMANN, 1995; ELIASSON, 1991; WAHLBERG, 1998, 2001).

In der Literatur wird eine Vielzahl von Pflanzen genannt, welche nach der Überwinterung gefressen werden, unter anderem aus folgenden Gattungen: *Populus*, *Salix*, *Ligustrum*, *Succisa*, *Plantago*, *Lonicera*, *Viburnum*, *Scabiosa*, *Melampyrum*, *Veronica*, *Viola*, *Valeriana*, *Acer*, *Betula*, *Prunus* (vgl. SELZER, 1911; VARGA & SÁNTHA, 1972/73; WEIDEMANN, 1985, 1995; EBERT & RENNWALD, 1991; HELSDINGEN et al., 1996; KUDRNA, 1998; TOLMAN & LEWINGTON, 1998; SWAAY & WARREN, 1999; WAHLBERG, 1998, 2001; SETTELE et al., 1999; LAFRANCIS, 2000; PRETSCHER, 2000; BOLZ, 2001), wobei jedoch eine Reihe dieser Angaben sehr zweifelhaft erscheint und möglicherweise auch Verwechslungen mit der ähnlich gezeichneten Raupe des Bärenspinners *Callimorpha dominula* vorliegen (WAHLBERG, 1998, 2001).

Die Verpuppung erfolgt „hochwassersicher“ in 1 bis 1,5 m Höhe an Zweigen und Ästen (z. B. von Esche, Ahorn, Zitterpappel, Eiche, Kiefer) (VARGA & SÁNTHA, 1972/73; SCHILLER & GRAUL, 2000a; PRETSCHER, 2000).

Die Falter saugen an unterschiedlichen Blüten (eine Präferenz für weiße Blüten scheint vorzuliegen), insbesondere aber (vor allem die Männchen) auf feuchter Erde, an Kot, Aas, Honigtau und (menschlichem) Schweiß (eigene Beob.; ESSAYAN, 1999; PRETSCHER, 2000; BOLZ, 2001).

Die Männchen zeigen bei der Partnersuche Revierverhalten („perching-species“) und verfolgen von besonnten, windgeschützten Ansitzwarten (Hochstauden, Büsche oder untere Partien von Bäumen) aus vorbeifliegende Schmetterlinge (eigene Beob.; VARGA & SÁNTHA, 1972/73; WAHLBERG, 1998).

54.1.4 Autökologie

Diese hygro-thermophile Art besiedelt windgeschützte "innere Waldmäntel", Waldwege, kleinräumige Waldschläge und Waldlichtungen in eschenreichen Laubwäldern (inkl. Auwäldern) mit warm-feuchtem Kleinklima, insbesondere mit Mittelwaldbewirtschaftung. Feucht-warme eschenreiche Wiesentäler und Auen (Bach-Eschenwald), Eschen-Erlen-Sumpfwälder sowie offene, eschenreiche Standorte entlang von Bächen, Gräben und Schluchtwälder stellen weitere besiedelte Habitate dar (eigene Beob.; EBERT, 1991; WEIDEMANN, 1985, 1995; PRETSCHER, 2000).

Die (potenziellen) Lebensräume sind folgenden im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Typen zuzuordnen: Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation (3220); Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Salix eleagnos* (3240); Flüsse der planaren bis montanen Stufe (3260); Schlucht- und Hangmischwälder (9180); Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (91E0); Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (91F0).

Alle Entwicklungsstadien haben ein erhöhtes Feuchtigkeitsbedürfnis (VARGA & SÁNTHA, 1972/73).

54.1.5 Populationsökologie

Die Lebenserwartung der Falter ist kurz und dauert je nach Witterung zwischen 8 und 16 Tage. Die Männchen schlüpfen etwa 8 bis 12 Tage vor den Weibchen (PRETSCHER, 2000).

Die Art weist starke Populationsschwankungen auf, wobei sie in Ostösterreich und Westungarn in den letzten 5 Jahren wieder vermehrt zu beobachten war (eigene Beob.). Die Art kann in sehr hohen Individuendichten auftreten, um dann in den folgenden Jahren überhaupt nicht nachweisbar zu sein. Die Schwankungen sind auf witterungsbedingte Einflüsse und unterschiedliche Parasitierungsgrade der Raupen zurückzuführen (BOLZ, 2001).

Sehr selten treten Massenvermehrungen auf, insbesondere in feuchtwarmen Jahren (VARGA & SÁNTHA, 1972/73; VOGLER, 1980). In solchen Jahren wurden auch Kurzstrecken-Migrationen der Art beobachtet (VARGA & SÁNTHA, 1972/73). Früher wurde *E. maturna* bei Massenvermehrungen zum Teil sogar als Waldschädling eingestuft (VARGA & SÁNTHA, 1972/73; PRETSCHER, 2000).

E. maturna gilt als K-Strategie. Die Imagines sind ziemlich streng standortgebunden (VARGA & SÁNTHA, 1972/1973; WAHLBERG, 2001). In Finnland wurde als maximal beobachtete Wanderdistanz 640 m festgestellt (WAHLBERG et al., 2002). Allerdings muss auf Grund von Funden in bisher nicht besiedelten Habitaten davon ausgegangen werden, dass die Art mit Sicherheit in der Lage ist, Habitate, die einige Kilometer von bestehenden Populationen entfernt sind, zu finden und zu besiedeln (eigene Beob.).

Die Populationsgrößen reichen von Einzelindividuen bis einige Hundert Individuen je Teilpopulation (WAHLBERG, 2001), genaue Daten sind jedoch kaum verfügbar. Im Burgenland konnten in einer individuenstarken Population zur Hauptflugzeit mehr als 100 Individuen in weniger als zwei Stunden gezählt werden (eigene Beob.).

54.1.6 Verbreitung und Bestand

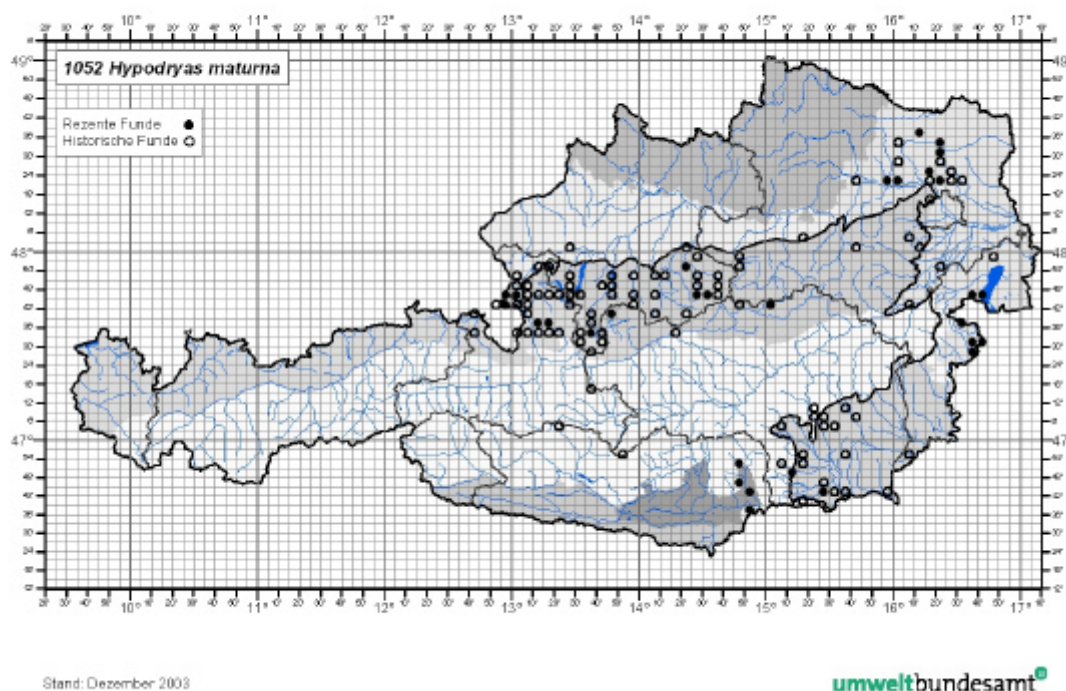
Die **Gesamtverbreitung** reicht in meist nur sehr lokalen Kolonien von Frankreich, Nord-, Mittel- und Osteuropa, dem Kaukasus, Ural, Ost-Kasachstan, Süd- und Westsibirien bis zur Mongolei (VARGA & SÁNTHA, 1972/73; TOLMAN & LEWINGTON, 1998).

Nach SWAAY & WARREN (1999) ist *E. maturna* in **Europa** aus 24 Ländern (in Belgien und Luxemburg bereits ausgestorben) nachgewiesen (vgl. die Verbreitungskarten in VARGA & SÁNTHA, 1972/73 und KUDRNA, 2002). Hohe Populationsanteile finden sich vor allem in Russland (europäischer Teil), Finnland, Estland, Litauen, Weißrussland, Polen, der Ukraine und Rumänien. Innerhalb der EU 15 kommt die Art aktuell nur in Österreich, Frankreich, Deutschland, Finnland und Schweden vor, jeweils mit < 1 % der gesamteuropäischen Populationen (SWAAY & WARREN, 2003).

Der Eschen-Schreckenfalter ist in **Österreich** in den Bundesländern Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich, Burgenland (HÖTTINGER, unveröffentlicht), Steiermark und Kärnten (vgl. RÁKOSY, 2001) nachgewiesen und besiedelt schwerpunktmäßig die kontinentale Region, kommt aber auch in der alpinen Region vor. Die Art kommt in Wien nicht vor (HÖTTINGER, 1999, 2002). Alle Funde aus Nord- und Osttirol (REICHL, 1992) beziehen sich auf die ähnliche Art *Euphydryas intermedia wolfensbergeri*! Eine Reihe von publizierten „Nachweisen“ z. B. aus der Obersteiermark (HABELER, mündl. Mitt.), Kärnten (vgl. RÁKOSY, 2001) und insbesondere aus Salzburg und Oberösterreich bezieht sich mit Sicherheit auch auf diese Art. Diese Meldungen konnten nicht alle überprüft werden, weshalb sich in der Verbreitungskarte mit Sicherheit noch einige „Falschmeldungen“ befinden.

Die Schwerpunkte der aktuellen Verbreitung in Österreich (vgl. Verbreitungskarte) liegen in Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich (Weinviertel) und im mittleren Burgenland. Aus Kärnten und der Steiermark sind nur einzelne lokale Vorkommen bekannt.

Der starke Rückgang in Österreich ist aus der Verbreitungskarte ersichtlich. Aktuell (ab 1980) gibt es nur mehr Nachweise aus 30 5 x 3-Minuten-Quadranten, während vor 1980 noch Nachweise aus 102 Quadranten existieren.



54.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die „Lichtwaldart“ Eschen-Scheckenfalter ist in **Europa** als SPEC 3 (Arten, die sowohl in Europa als auch außerhalb davon vorkommen, aber in Europa gefährdet sind) und als "vulnerable" eingestuft und in den letzten 25 Jahren um 20 - 50 % zurückgegangen. Die Art weist in fast allen Ländern rückläufige Bestandsentwicklung auf, ausgenommen im nordöstlichen Teil des Verbreitungsgebietes wie in Finnland, Lettland oder Estland (SWAAY & WARREN, 1999; WAHLBERG, 2001).

Die Art ist in **Österreich** „endangered“ (stark gefährdet) (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2003). Sie ist in Salzburg und Kärnten "vom Aussterben bedroht" und in den Bundesländern Steiermark, Oberösterreich, Niederösterreich und Burgenland "stark gefährdet" (HUEMER et al., 1994; HAUSER, 1996; EMBACHER, 1996; HÖTTINGER, 1998; WIESER & HUEMER, 1999; HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 1999). Nach HÖTTINGER & PENNERSTORFER (2003) ist für diese Art in Österreich akuter Schutz- bzw. Forschungsbedarf gegeben.

Schutzstatus: Die Art ist in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie sowie im Anhang II der Berner Konvention verzeichnet und durch die Naturschutzgesetze/Artenschutzverordnungen der einzelnen Bundesländer geschützt.

Gefährdungsursachen (vgl. z. B. EBERT & RENNWALD, 1991; WEIDEMANN, 1985, 1995; ESSAYAN, 1999; SETTELE et al., 1999; SWAAY & WARREN, 1999; PRETSCHER, 2000; eigene Beob.):

Abkehr von der traditionellen Mittelwald- und Niederwaldbewirtschaftung (z. B. Überführung in Hochwald), gezielte Schlägerung von Eschen, Begradigung und Veränderung der Waldsäume, Teeren von Waldwegen (Verlust von Saugplätzen), Aufforstungen von ganzen Wiesentälern, Waldlichtungen, Waldwiesen und Schneisen (oft mit Nadelhölzern, insbesondere Fichte). Forstliche Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen (z. B. mit Dimilin) in den Vorkommensgebieten

schaden auch dieser Art (WEIDEMANN, 1995; PRETSCHER, 2000). Die weitere Zerstörung von feuchten Wäldern sowie Bach- und Flussbegradigungen dezimieren den ohnehin von Natur aus „seltenen“ Lebensraum weiter. Auf Waldwegen saugende Falter werden bei zu hoher Frequenz von Fahrzeugen oft überfahren (eigene Beob., ESSAYAN 1999). In Habitaten, die direkt an landwirtschaftlich intensiv genutzte Bereiche grenzen, kann sich auch die Abdrift von Pestiziden negativ auswirken (SETTELE et al., 1999). Auch die Anlage von Fischteichen und Wildäckern auf Lichtungen und Schneisen schränkt den Lebensraum zusätzlich ein (eigene Beob.; PRETSCHER, 2000). Überhöhte Schalenwildbestände können durch Verbiss und Fegeschäden die Eschen-Naturverjüngung unterdrücken und so potenzielle Eiablagepflanzen dezimieren.

Viele dieser Gefährdungsursachen führen zu einer weiteren und zunehmenden Fragmentierung und Isolation der ohnehin in den meisten Fällen nur relativ kleinflächig ausgeprägten besiedelten (und besiedelbaren) Habitate, insbesondere der Larvalhabitate.

Lokal (z. B. im Rohrwald, Niederösterreich) ist auch das übermäßige Sammeln als zusätzlicher (wenn auch sehr untergeordneter) Gefährdungsfaktor zu betrachten. Viele Gewährsleute haben auf die drastische Abnahme der Individuendichte im Rohrwald, einem der „klassischen“ Beobachtungs- und Sammelgebiete dieser Art, hingewiesen.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Der Eschen-Scheckenfalter ist als „Sukzessionsart“ auf ein enges Mosaik von kleinen und windgeschützten (wegen der hohen Luftfeuchtigkeit) Schlagflächen unterschiedlichen Alters zur Ausbildung individuenreicher und stabiler Populationen angewiesen (eigene Beob., WAHLBERG, 2001).

In den Vorkommensgebieten ist die Fortführung der traditionellen Waldnutzungsformen (insbesondere Mittelwaldwirtschaft in kleinflächigem Mosaik!) unter besonderer Förderung von Eschen, insbesondere als Überhälter, aber auch im Unterwuchs (Naturverjüngung), notwendig! Insbesondere exponiert stehende Eschen entlang windgeschützter, sonniger innerer Waldränder müssen geschont und möglichst gefördert werden, da diese eine der Schlüsselfaktoren für die Populationsgröße und somit für das langfristige Überleben einer Population von *E. maturna* zu sein scheinen (eigene Beob.).

Vor allem die hohen Anforderungen an den Eiablageplatz bedingen, dass *E. maturna* Habitate nur eine begrenzte Zeit besiedeln kann, also von der natürlichen Waldsukzession betroffen ist. Daher kann die Art durch Maßnahmen, die lichtere Bestände bewirken (kleinflächige Kahlschläge oder Plänterwirtschaft und Wiederaufforstung mit Esche oder Förderung der Eschen-Naturverjüngung; Einbringen von Jungeschen in Waldmäntel) gefördert werden (eigene Beob.; ESSAYAN, 1999; SCHILLER & GRAUL, 2000, 2000a; PRETSCHER, 2000). Die Mittelwaldbewirtschaftung ist wohl die günstigste Methode, die von *E. maturna* benötigten Habitatstrukturen auch langfristig bereitzustellen. Des Weiteren sind verstärkte Bemühungen zum Erhalt und zur Pflege von Eschen-Ausschlagwäldern entlang von Gräben und Bächen erforderlich.

Weitere Maßnahmen in den Vorkommensgebieten: keine weiteren Entwässerungen, kein Teeeren von Waldwegen, keine Aufforstung von Waldwiesen und Lichtungen (insbesondere nicht mit Nadelhölzern), Schlägerung von Nadelholzaufforstungen, keine Anlage von Wildäckern oder Teichen auf Lichtungen und Schneisen; falls unbedingt notwendig, zeitlich und räumlich gestaffelte Mahd blütenreicher Waldwegsäume (am günstigsten ab Mitte September), Verbot der Ausbringung von Insektiziden (inkl. *Bacillus thuringensis*) und Herbiziden in den Vorkommensgebieten (PRETSCHER, 2000).

Auch extensiv genutzte Wiesen in der Nähe der Larvalhabitate müssen erhalten werden (keine Entwässerung, kein Umbruch, keine Aufforstung), insbesondere als Nektarhabitat der Imagines und als Pufferzone gegen Einträge von Herbiziden und Insektiziden.

Bei Schutzbemühungen verdienen die grenzüberschreitenden Populationen (Salzburg/Bayern; Burgenland/Ungarn), welche zum Teil sehr individuenreich sind, besonderes Augenmerk. Ob-

wohl diese Populationen zum Teil nicht in nominierten Natura 2000-Gebieten liegen, sind länderübergreifende Schutzkonzepte anzustreben.

54.1.8 Verantwortung

Die Verantwortung Österreichs für den Erhalt der Art mit Bezug zur Verbreitungs- und Gefährdungssituation in der EU ist als relativ hoch einzuschätzen. Dafür ist insbesondere das Vorkommen verschiedener Unterarten und die relativ geringe Gefährdungsdiskposition der montanen-alpinen Populationen verantwortlich.

54.1.9 Kartierung (in Anlehnung an FARTMANN et al. 2001)

Die Schwierigkeiten beim Nachweis dieser Art liegen insbesondere in der kurzen Hauptflugzeit (ca. einen Monat). Bei gezielter Nachsuche in eschenreichen Wäldern (insbesondere mit Mittelwaldbewirtschaftung) sind mit hoher Wahrscheinlichkeit noch einige Populationen in Österreich zu entdecken (z. B. in Niederösterreich, der Steiermark und im Burgenland). Bei der Kartierung der Imagines erweist sich ein Fernglas als gutes Hilfsmittel, da die Imagines zum Teil recht hoch auf Bäumen und Sträuchern sitzen können. Die Art lässt sich in der Regel über die Erfassung der Präimaginalstadien (insbesondere Raupennester, aber auch Eigelege) effektiver nachweisen, als über Imagines (eigene Beob.).

Habitaterfassung: Auf allen Flächen, auf denen *E. maturna* im Rahmen einer Übersichtskartierung (vgl. unten) festgestellt wurde (Eigelege, Raupengespinste oder Imagines), ist eine Biotoptypen- und Nutzungskartierung (inkl. Strukturkartierung) erforderlich, welche eine Erfassung der Flächengröße und räumliche Anordnung der besiedelten Habitate mit einschließen muss. Es wird empfohlen, diese Kartierungen alle 3 Jahre durchzuführen bzw. zu ergänzen.

Art- bzw. Populationserfassung: In einer Ersterfassung im Rahmen einer Übersichtskartierung sind alle potenziellen Habitate an (mindestens) zwei Terminen auf Vorkommen von Imagines und Raupengespinsten zu überprüfen.

Standardisierte Suche nach Jungraupengespinsten: Bei einer Vielzahl oder sehr großflächigen Vorkommen müssen repräsentative Probeflächen ausgewählt werden. In den dicht besiedelten Bereichen werden die Raupennester auf ausgewählten ca. 20 m breiten Transekten jedes 2. Jahr gezählt (Hilfsmittel: Fernglas). Auch nachdem die Raupen die Raupennester bereits verlassen haben, was bereits im Juni der Fall sein kann, lassen sich die charakteristischen Nester noch längere Zeit hindurch nachweisen (eigene Beob.; SCHILLER & GRAUL, 2000). Die günstigste Zeit für deren Kartierung dürfte im Juni liegen, jedoch sind regionale Unterschiede zu berücksichtigen (in Ostösterreich ab Ende Mai, in höheren Lagen bis in den August). PRETSCHER (2000) gibt an, dass die Raupennester ab Ende Juli besonders auffällig sind und dann der beste Zeitpunkt für die Kartierung ist.

Transektmethode / Zeitzählung: Zur Erfassung der relativen Häufigkeit der Imagines wird in 3-jährigem Abstand eine zweimalige Transektzählung (in etwa einwöchigem Abstand) entlang linearer Strukturen (Waldwege, Waldränder) in den Vorkommensgebieten während der Hauptflugzeit empfohlen. Die Transektlänge ist gebietsspezifisch festzulegen.

54.1.10 Wissenslücken

Die Verbreitung ist in vielen Teilen Österreichs noch unzureichend bekannt. Gezielte Kartierungen sind unumgänglich, insbesondere in den nominierten Natura 2000-Gebieten mit historischen Nachweisen oder potenziell für die Art geeigneten Habitaten! Dass dies zielführend ist und dadurch eine Reihe bisher nicht bekannter (zum Teil sehr individuenreicher) Populationen entdeckt werden können, ist durch eigene Erfahrungen und jene von Gewährsleuten ausreichend bestätigt worden.

Sehr unzureichend sind auch die vorliegenden Daten zur Biologie und Ökologie der Art, insbesondere die Eiablagepflanzen (welche Rolle spielt *Ligustrum vulgare*?) sowie die Raupennahrungspflanzen nach der Überwinterung betreffend.

Wissenslücken betreffen vor allem das optimale Habitatmanagement. Als Grundvoraussetzung dafür sind die ökologischen Ansprüche einzelner Populationen, die regional variieren können, näher zu erforschen. Zur Beweidung (Waldweide) als Habitatpflegemaßnahme liegen praktisch keine Erkenntnisse vor (vgl. PRETSCHER, 2000).

Das Monitoring (Erfassung von Eigelegten und Raupengespinnten) muss in individuenreichen Populationen (z. B. in Salzburg oder im Burgenland) getestet werden. Die Ergebnisse dieser Tests können im Sinne einer Rückkoppelung zur Verbesserung und Verfeinerung der Methodik dienen.

Auch die taxonomischen Fragen (Abgrenzung und Status der verschiedenen „Unterarten“) sind noch nicht endgültig geklärt.

54.1.11 Literatur und Quellen

Literatur:

- BOLZ, R. (2001): Eschen-Scheckenfalter (*Euphydryas maturna*). In: FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 24. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 368-374.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991; Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1 und 2: Tagfalter I und II. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 552 & 535 S.
- ELIASSON, C. (1991): Studier av boknätfjärilens, *Euphydryas maturna* (Lepidoptera, Nymphalidae), förekomst och biologi i Västmanland. - Ent. Tidskr. 112: 113-124.
- EMBACHER, G. (1996): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. 3., völlig neu bearbeitete Auflage. Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02 - Naturschutzfachdienst. Naturschutzbeiträge 7/96. 43 S.
- ESSAYAN, R. (1999): Contribution à la connaissance du Damier du Frene (*Euphydryas maturna* Linné, 1758) en Bourgogne: statut et protection. - Alexanor 21(3-4): 241-249.
- FRANZ, H. (1985): Die Nordostalpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band 5. Lepidoptera II. Teil: Rhopalocera, Hesperidae, Bombyces, Sphinges, Noctuidae, Geometridae. Bearbeitet von W. MACK. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 476 S.
- HAUSER, E. (1996): Rote Liste der Groß-Schmetterlinge Oberösterreichs (Stand 1995). Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 4: 53-66.
- HELSDINGEN, VAN P. J.; WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (1996): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 79. XII+217 S.
- HÖTTINGER, H. (1998): Die Bedeutung unterschiedlicher Grünland-Lebensräume für die Tagschmetterlingsfauna (Lepidoptera: Rhopalocera & Hesperidae) im mittleren Burgenland (Bezirk Oberpullendorf) - ein regionaler Beitrag zu einem Artenhilfsprogramm für eine stark gefährdete Tiergruppe. Dissertation am Institut für Zoologie der Universität für Bodenkultur Wien, unveröffentlicht. 160 S.
- HÖTTINGER, H. (1999): Kartierung der Tagschmetterlinge der Stadt Wien und Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm (Lepidoptera: Rhopalocera und Hesperidae). Magistratsabteilung MA 22 (Umweltschutz), Wien. Beiträge zum Umweltschutz 63/00. 135 S.
- HÖTTINGER, H. (2002): Checkliste und Rote Liste der Tagschmetterlinge der Stadt Wien, Österreich (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). - Beiträge zur Entomofaunistik 3: 103-123.

- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (1999): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera & Hesperioidea). 1. Fassung 1999. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten. 135 S.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (2003): Rote Liste der Tagschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Im Druck.
- HUEMER, P.; REICHL, E. R. & WIESER, C. (Red.) (1994): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Österreichs (Macrolepidoptera). In: GEPP J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 2, Styria, Graz: 215–264.
- KUDRNA, O. (1998): Die Tagfalter der Rhön. 1988-98. 10 Jahre. - *Oedippus* 15: 1-158.
- KUDRNA, O. (2002): The distribution atlas of European butterflies. - *Oedippus* 20: 1-342.
- LAFRANCHIS, P. T. (2000): Les papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles. - Collection Parthénope, Mèze. 448 S.
- PRETSCHER, P. (2000): Verbreitung, Biologie, Gefährdung und Schutz des Eschen-Scheckenfalters (*Euphydryas (Hypodryas) maturna* LINNAEUS, 1758) in Deutschland. - *Natur und Landschaft* 75 (11): 439-448.
- RÁKOSY, L. (2001): Der Eschenscheckenfalter (*Euphydryas maturna*) und die Moorbläulinge (*Maculinea teleius* und *M. nausithous*) in Kärnten. Vorkommen, Biologie, Ökologie, Schutz- und Pflegemaßnahmen. Phase 2. - Studie im Auftrag der Kärntner Landesregierung, Fachlicher Naturschutz. Unveröffentlicht.
- SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz) (1987): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. - Fotorotar AG, Basel. 11 + 516 S. (inkl. 25 Farbtafeln).
- SCHILLER, R. & GRAUL, M. (2000): *Euphydryas maturna* (LINNAEUS, 1758) in der Region Leipzig - Ein Zwischenbericht. - *UFZ-Bericht* 2/2000: 99-101.
- SCHILLER, R. & GRAUL, M. (2000a): Zur Situation von *Euphydryas maturna*, *Maculinea nausithous* und *M. teleius* in der Region Leipzig - Ein Zwischenbericht. - *Insecta*, Berlin, 6: 54-56.
- SELZER, A. (1911): Die Lebensgewohnheiten der Raupen von *Melitaea maturna* L. in Holstein. - *Int. ent. Zeitschr. Guben* 5: 215-216 und (1918): 191.
- SETTELE, J.; FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (1999): Die Tagfalter Deutschlands - Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. - Ulmer, Stuttgart. 452 S.
- SWAAY, VAN C. A. M. & WARREN, M. S. (1999): Red Data book of European butterflies (Rhopalocera). Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 99. 260 S.
- TOLMAN, T. & LEWINGTON, R. (1998): Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. Kosmos Verlag, Stuttgart. 319 S., 104 Farbtafeln.
- VARGA, Z. & SÁNTHA, G. (1972/73): Verbreitung und taxonomische Gliederung der *Euphydryas maturna* L. (Lep.: Nymphalidae) in SO-Europa (*Euphydryas*-Studien, I). - *Act. Biol. Debrecina* 10-11 (1972-73): 213-231.
- VOGLER, W. (1980): Zur geographischen Verbreitung von *Euphydryas (Melitaea) maturna* L. in Europa und Asien (Lep. Nymphalidae). - *Mitt. Int. Ent. Ver. Frankfurt* 5: 1-26.
- WAHLBERG, N. (1998): The life history and ecology of *Euphydryas maturna* (Nymphalidae: Melitaeini) in Finland. - *Nota lepid.* 21(3): 154-169.
- WAHLBERG, N. (2001): On the status of the scarce fritillary *Euphydryas maturna* (Lepidoptera: Nymphalidae) in Finland. - *Entomol. Fennica* 12: 244-250.
- WAHLBERG, N.; KLEMETTI, T.; SELONEN, V. & HANSKI, I. (2002): Metapopulation structure and movements in five species of checkerspot butterflies. - *Oecologia* 130: 33-43.

WEIDEMANN, H. J. (1985): Zum Einfluß veränderter Bewirtschaftungsweisen auf bestandsbedrohte Tagfalterarten: Maivogel (*Euphydryas maturna*) und "Storchnabel-Bläuling" (*Eumedonia eumedon*) in Franken. - Ber. Naturforsch. Ges. Bamberg 60: 99-129.

WEIDEMANN, H. J. (1995): Tagfalter: beobachten, bestimmen. - Naturbuch-Verlag, Augsburg. 659 S.

WIESER, C. & HUEMER, P. (1999): Rote Listen der Schmetterlinge Kärntens. In: HOLZINGER, W. E.; MILDNER, P.; ROTTENBURG, T. & WIESER, C. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. - Naturschutz in Kärnten 15: 133-200.

Wichtige österreichische Datenquellen:

ZOBODAT, Linz; Sammlungen am Naturhistorischen Museum, Wien; Datenbank von Josef Pennerstorfer & Helmut Höttinger, Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art:

P. Gros (Salzburg), Z. S. Varga (Ungarn), R. Bolz (Deutschland), R. Essayan (Frankreich), C. U. Eliasson (Schweden), N. Wahlberg (Finnland).

54.2 Indikatoren und Schwellenwerte

54.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Größe des besiedelten Habitats	> 10 ha	2 - 10 ha	< 2 ha
Verbreitung und Häufigkeit von Eschen in für die Eiablage günstiger Struktur	Weit verbreitet und zahlreich, auf größeren Teilflächen „aspektbestimmend“, natürliche Verjüngung weitgehend gewährleistet	Nur stellenweise und auf kleiner Fläche etwas häufiger, sonst nur vereinzelt, natürliche Verjüngung auf größeren Teilflächen gewährleistet	Nur sehr vereinzelt oder eingestreut, natürliche Verjüngung nicht oder nur auf kleiner Fläche gegeben
Anteil früher (< 10 Jahre) Wald-Sukzessionsstadien am Gesamtlebensraum	> 10 %	3 - 10 %	< 3 %
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße (Imagines / 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 30 Individuen	5 - 30 Individuen	< 5 Individuen
Populationsgröße (Raupen- gespinste / 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 20 Gespinste	5 - 20 Gespinste	< 5 Gespinste

54.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

54.3 Bewertungsanleitung

54.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bewertung für Habitatgröße und -qualität:

3A=A

2A+B=A

2A+C=B

3B=B

A+B+C=B

2B+A=B

2B+C=B

3C=C

2C+A=C

2C+B=C

Bewertung für Zustand der Population

Die Bewertung des Zustandes der Population erfolgt entweder mit dem Indikator „Populationsgröße-Imagines oder Populationsgröße- Raupengespinnste. Der „besserer“ Wert zählt.

Bewertung für den gesamten Erhaltungszustand:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

54.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

55 1059 MACULINEA TELEIUS (BERGSTRÄSSER, 1779)

55.1 Schutzobjektsteckbriefe

55.1.1 Schutzobjekte

Deutsche Namen: Heller Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling; Großer Moorbläuling. Der letztgenannte Name sollte jedoch nicht mehr verwendet werden.

Synonyme: *Glaucopsyche teleius*, *Maculinea telejus*, *Lycaena euphemus*.

55.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Lepidoptera, Lycaenidae.

Merkmale: Oberseite: Das Männchen ist matt blaugrün bestäubt und besitzt einen schmalen schwarzen Flügelrand, so dass sich die Postdikalflecke gänzlich auf hellem Grund befinden. Die Weibchen sind viel dunkler gefärbt und besitzen einen viel breiteren Flügelrand.

Unterseite: Diese ist bei beiden Geschlechtern hellbraun-zimtfarben mit sehr schwacher blaugrüner Wurzelbestäubung. Im Unterschied zu *M. nausithous* besitzt *M. teleius* zwei Fleckenreihen auf der Unterseite der Hinterflügel (bestes Unterscheidungsmerkmal im Gelände).

55.1.3 Biologie

Die Hauptflugzeit reicht von ca. Mitte Juli bis Mitte August, kann jedoch in Abhängigkeit von der regionalen Situation und Witterungseinflüssen erheblich schwanken. Die Falter von *M. teleius* erscheinen in der Regel einige Tage (bis zu zwei Wochen) vor jenen von *M. nausithous*.

Die Gesamtflugzeit reicht bei *M. teleius* von Mitte Juni bis Ende August, zum Teil noch bis Anfang September (KUSDAS & REICHL, 1973; SBN, 1987; EBERT & RENNWALD, 1991; RAKOSY, 2001; KOSCHUH, 2001). Teilweise können Falter schon Anfang Juni oder gar Ende Mai beobachtet werden (vgl. STETTMER et al., 2001a; KOSCHUH, 2001; GROS, schriftl. Mitt.).

Die einzige Raupennahrungspflanze Großer Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) kann auf nassen, aber auch auf trockenen Standorten in sehr unterschiedlichen Vegetationseinheiten auftreten, welche alle von den beiden Wiesenknopf-Ameisen-Bläulingen besiedelt werden können (vgl. ERNST, 1999; BINZEHÖFER & SETTELE, 2000). Die Magerkeit der Bestände ist vermutlich über die Besiedelung der Wirtsameisen als indirekter Schlüsselfaktor wirksam (LANGE et al., 2000).

Beide Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge sind obligatorisch myrmekophil und leben parasitär in Ameisennestern (sie fressen Ameisenbrut). Die (regional unterschiedlichen) Hauptwirtsameisen von *M. teleius* sind *Myrmica scabrinodis* und *M. rubra* (= *laevinodis*) (der Hauptwirt von *M. nausithous*). Gelegentliche Wirtsameisen sind *M. sabuleti*, *M. vandeli*, *M. ruginodis* und *M. gallienii*. Ein Nebenwirt kann zwar gelegentlich einige wenige *Maculinea*-Larven ernähren, aber nicht einer ganzen *Maculinea*-Population das Überleben sichern. Die Raupe wird (nachdem sie für ca. 3 Wochen in den Blütenköpfen des Großen Wiesenknopfes gefressen hat) im 4. Larvalstadium von den Wirtsameisen in das Ameisennest eingetragen, frisst Ameisenbrut, überwintert und verpuppt sich im Ameisennest (vgl. SBN, 1987; EBERT & RENNWALD, 1991; WEIDEMANN, 1995; HELSDINGEN et al., 1996; SWAAY & WARREN, 1999; STETTMER et al., 2001a; STANKIEWICZ & SIELEZNIEW 2002).

M. teleius ist zwar insgesamt mehr plastisch in der Wahl der Wirtsameisen als *M. nausithous* (STANKIEWICZ & SIELEZNIEW, 2002), benötigt aber eine größere Anzahl von Wirtsameisen-

Nestern als *M. nausithous*, um eine Population gleicher Größe aufzubauen (FIGURNY-PUCHALSKA et al., 2000).

In der Regel überlebt bei *M. teleius* nur eine Schmetterlingsraupe pro Wiesenknopfkopf und pro Ameisennest (SBN, 1987), weshalb für diese Art eine höhere Dichte der Wirtsameisen und des Großen Wiesenknopfes erforderlich ist als für *M. nausithous* (FIEDLER, 1990). Bei *M. nausithous* können 3 bis 4 Raupen pro Ameisennest das Puppenstadium erreichen (SBN, 1987).

55.1.4 Autökologie

In Österreich werden von der Art vor allem folgende Lebensräume besiedelt: feuchte und nasse, extensiv genutzte magere Wiesen oder Weiden (insbesondere deren frühe Brachestadien!), Niedermoore, feuchte Hochstaudenfluren und Großseggenrieder, besonders entlang von Fluss- und Bachläufen, auch am Rand von Hochmooren und in Saumstrukturen (insbesondere *M. nausithous*) an Wegrändern, Böschungen, Dämmen, Gräben und Fließgewässern. *M. teleius* ist in Feuchtwiesen oft auf trockeneren Saumstandorten (Wiesengräben, Weg- und Straßenrändern etc.) zu finden (WEIDEMANN, 1995; KOSCHUH, 2001). Die Habitate müssen windgeschützt sein.

Obwohl der Schwerpunkt der Verbreitung also eindeutig in feuchten Habitatkomplexen liegt, werden (insbesondere von *M. nausithous*) auch mesophile bis trockene Lebensräume (meist Wiesenbrachen, seltener auch Halbtrockenrasen) mit Vorkommen von *Sanguisorba officinalis* besiedelt (eigene Beob.; GEH, 1995; ERNST, 1999; PRETSCHER, 2001; GROS, schriftl. Mitt.).

In der Regel sind die besiedelten Habitate Teilflächen von zusammenhängenden Feuchtgebietskomplexen, die Bereiche mit intensiver, extensiver und aufgegebener Nutzung aufweisen. Der Bracheanteil ist dabei von enormer Bedeutung (eigene Beob.; MERKEL-WALLNER, 1996; BINZEHÖFER & SETTELE, 1999, 2000; GEISSLER-STROBEL, 2000; SAVAS, 2000; KOSCHUH, 2001) und wurde bisher als Ausbreitungszentrum und für das langfristige Überleben von individuenreichen Populationen wohl unterschätzt. Dabei bevorzugt *M. teleius* (neben 1- bis 2-schürige Wiesen) mehr die jüngeren (ein- bis zweijährigen) Brachestadien, *M. nausithous* eher die älteren Brachen (eigene Beob.; SBN, 1987; BINZEHÖFER & SETTELE, 2000), was in erster Linie auf die unterschiedlichen Ansprüche der Wirtsameisen zurückgeführt werden kann.

M. teleius benötigt lockere, durch regelmäßige schwache Nutzungseingriffe offengehaltene Extensivwiesen und junge Brachestadien, während *M. nausithous* auch in älteren Magerwiesenbrachestadien noch günstige Entwicklungsmöglichkeiten vorfindet und dort wesentlich länger als *M. teleius* überleben kann (SBN, 1987; EBERT & RENNWALD, 1991; ERNST, 1999; GEISSLER-STROBEL, 1999). Außerdem ist *M. teleius* weit stärker auf die Verfügbarkeit von zusammenhängenden Habitatflächen angewiesen als *M. nausithous* (BRÄU, 2001).

Folgende Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie werden hauptsächlich besiedelt: Pfeifengraswiesen (6410); Feuchte Hochstaudenfluren (6430); Brenndolden-Auenwiesen (6440); Magere Flachland-Mähwiesen (6510); Berg-Mähwiesen (6520); Kalkreiche Sümpfe (7210); Kalkreiche Niedermoore (7230).

Besiedelt werden vor allem tiefe Lagen, jedoch kann die Art auch bis in Höhenlagen von 1.600 m, Einzeltiere sogar bis 2.000 m gefunden werden (SBN, 1987), allerdings liegen aus Österreich keine gesicherten Funde aus solchen extremen Höhenlagen vor.

Die Lebensdauer der Imagines ist kurz, sie können zwar gut einen Monat alt werden, ihr durchschnittliches Lebensalter im Freiland beträgt allerdings nur wenige Tage (vgl. SBN, 1987;

WYNHOFF, 1998; BINZENHÖFER & SETTELE, 2000; GEISSLER-STROBEL, 2000; STETTNER et al., 2001).

Die Imagines bevorzugen als Nektarpflanze *Sanguisorba officinalis*, wobei *M. nausithous* fast nur diese nutzt, während *M. teleius* ein etwas breiteres Nektarpflanzenspektrum aufweist (eigene Beob.; THOMAS, 1984; SBN, 1987; EBERT & RENNWALD, 1991; HOFER, 1998; GEISSLER-STROBEL, 1999; STETTNER et al., 2001a; WYNHOFF, 2001).

55.1.5 Populationsökologie

Die typische Population von *M. teleius* beträgt einige zehn bis Hunderte Imagines auf 0,5 bis 5 ha (THOMAS, 1995). KOSCHUH (2001) konnte an den untersuchten Standorten in Graz Tagesmaxima von 10 - 40 Individuen beobachten. Er stuft Fundorte mit Tagesmaxima von mehr als 30 Individuen bereits als überregional bedeutend ein.

Die Populationsgrößen werden in erster Linie von der Anzahl und Dichte der Wirtsameisen-Nester begrenzt (THOMAS, 1984; SBN, 1987; LANGE et al., 2000). THOMAS (1984) gibt an, dass hohe Dichten von mindestens 500 Wirtsameisen-Nestern nötig sind, um einer kleinen Population das Überleben zu ermöglichen. Große Populationen benötigen eine noch wesentlich höhere Anzahl und Dichte von Ameisennestern.

Die Populationsgrößen von *M. teleius* weisen eine große Spannweite auf. Sie reichen von wenigen Einzelindividuen/ha bis zu ca. 250 Individuen/ha, wobei schon kleine und kleinste Flächen (1000 - 2000 Quadratmeter) mit optimaler Habitatqualität von hoher Bedeutung sein können und dort beide Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge (insbesondere *M. nausithous*) hohe Dichten erreichen können (vgl. THOMAS, 1984; KOSCHUH, 1998, 2001; BINZENHÖFER & SETTELE, 2000; STETTNER et al., 2001). Beide Arten können bei günstigen Habitatvoraussetzungen bereits in relativ kleinen Flächen von 3000 bis 7000 Quadratmetern individuenstarke Populationen mit 300 und mehr Faltern hervorbringen (STETTNER et al., 2001). Die Populationen von *M. teleius* sind in der Regel individuenärmer als jene von *M. nausithous*. BINZENHÖFER & SETTELE (2000) ermittelten für *M. teleius* eine mittlere Dichte von 7 Falter/ha. THOMAS (1984) gibt Dichten von 10 bis 237 Falter/ha an.

THOMAS (1984) merkt an, dass *M. teleius*-Vorkommen mit mehr als 5 beobachteten Individuen schon auf mittelgroße Populationen hindeuten können und dementsprechend schutzwürdig einzustufen sind (vgl. auch MERKEL-WALLNER, 1996). Geschätzte Gesamt-Populationsgrößen können bei *M. teleius* schon bei mehr als 100 Individuen als individuenreich und dementsprechend schutzwürdig eingeschätzt werden (KOSCHUH, 2001).

Beide Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge gelten allgemein als sehr standortstreu (SETTELE et al., 1999; STETTNER et al., 2001), allerdings häufen sich die Hinweise, dass deren Mobilität bisher unterschätzt wurde (FIEDLER, 1990; MERKEL-WALLNER, 1996; MUNGUIRA & MARTIN, 1998). Der Individuenaustausch zwischen den geschlossenen Populationen, welche mehr als durch 2 - 10 km unbewohnbaren Lebensraum voneinander getrennt sind, ist vernachlässigbar gering (THOMAS, 1995). Bei *M. teleius* konnten Ausbreitungsdistanzen bis 2,5 km, bei *M. nausithous* bis zu 5,1 km festgestellt werden (GEISSLER & SETTELE, 1990; SETTELE, 1998; SETTELE et al., 1999; BINZENHÖFER & SETTELE, 2000). Dennoch ist *M. teleius* (insbesondere die Männchen) wahrscheinlich vagiler und ausbreitungsfreudiger als *M. nausithous* (vgl. GEISSLER-STROBEL, 1999; BINZENHÖFER & SETTELE, 2000; STETTNER et al., 2001). Auf Grund der höheren Ansprüche an Habitatqualität und Habitatgröße sowie geringerer Populationsdichten findet trotz höherer Mobilität der Einzelindividuen bei *M. teleius* ein Austausch zwischen mehreren Kilometern entfernten Habitaten aber seltener statt (STETTNER et al., 2001). Für *M. teleius* kann davon ausgegangen werden, dass 30 % der Individuen einer Population in der Lage sind, mindestens 2 km weit zu gelangen und ungefähr 5 % dürften sogar in der Lage sein, 5 km zu erreichen (SETTELE, 1998).

In einer Population überwiegen in der Regel die Männchen, jedoch ist das Geschlechterverhältnis auf Grund methodischer Einflüsse wohl ausgeglichen (BINZENHÖFER & SETTELE, 2000).

55.1.6 Verbreitung und Bestand

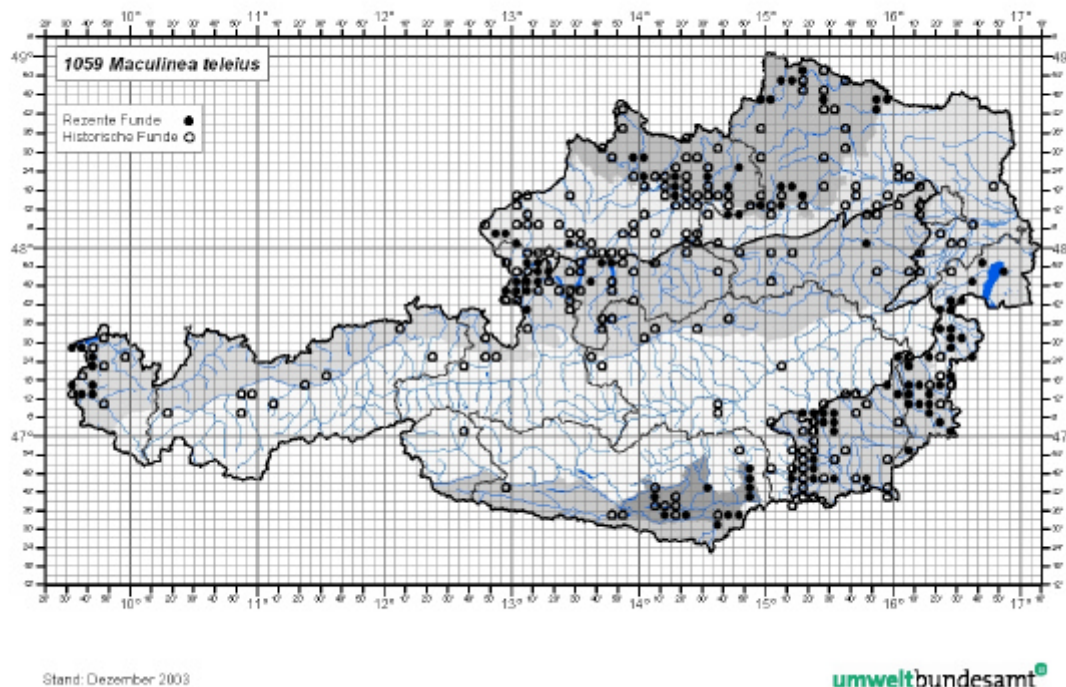
Gesamtverbreitung: Die Gesamtverbreitung von *M. teleius* reicht von Frankreich durch Europa und das klimatisch gemäßigte Asien bis Japan (HIGGINS & RILEY, 1978).

Europa: Nach SWAAY & WARREN (1999) ist *M. teleius* in Europa aus 20 Ländern (in Belgien ausgestorben) nachgewiesen und kommt innerhalb der EU 15 aktuell in folgenden 6 Ländern vor: Österreich, Deutschland, Frankreich, Liechtenstein, Italien, Niederlande. Die Art ist jedoch fast überall stark rückläufig. In den Niederlanden wurde sie 1990 wieder eingebürgert (WYNHOFF, 2001; SWAAY, 2003). Die aktuellste Verbreitungskarte für Europa ist jene von KUDRNA (2002).

Österreich: *M. teleius* kommt in Österreich in allen Bundesländern vor (das Vorkommen in Nordtirol ist jedoch fraglich, die Funde wurden aber vorerst in der Verbreitungskarte belassen) (HUEMER & TARMANN, 1993; HÖTTINGER, 1999, 2002). In Wien gilt die Art jedoch als ausgestorben (HÖTTINGER, 1999, 2002). Die Art kommt in beiden biogeographischen Regionen vor.

Beide Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge fliegen oft gemeinsam, *M. teleius* ist aber in Österreich (aktuell) nicht so weit verbreitet und "seltener" als *M. nausithous*. Auch ist *M. teleius* in den letzten Jahren im Vergleich zu *M. nausithous* in Österreich wesentlich seltener geworden und generell stärker gefährdet als *M. nausithous*, was auch für andere Länder zutrifft (eigene Beob.; vgl. GEISSLER-STROBEL, 1999; BINZENHÖFER & SETTELE, 2000; STETTMER et al., 2001; KOSCHUH, 2001; HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2003; BENES et al., 2003). Bei gezielter Kartierungen sind mit Sicherheit noch viele Populationen beider Arten (insbesondere von *M. nausithous*) zu entdecken (eigene Beob.; KOSCHUH, 1998, 2001; GEISSLER-STROBEL, 1999; RAKOSY, 2001).

Schwerpunkte der aktuellen Verbreitung (vgl. Verbreitungskarte) befinden sich insbesondere in den tiefen Lagen in Vorarlberg (Rheintal), Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich (insbesondere im Waldviertel) sowie im südöstlichen Kärnten, in der südöstlichen Steiermark und im Burgenland. Während von *M. teleius* aus 252 5 x 3-Minuten-Rastern Nachweise vor 1980 vorliegen, sind ab 1980 nur mehr 107 Raster besiedelt!



55.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die Art ist in **Europa** als "vulnerable" und SPEC 3 (das sind Arten, die ihre Hauptverbreitung sowohl in Europa als auch außerhalb davon haben, jedoch in Europa gefährdet sind) eingestuft und in den letzten 25 Jahren um 20 - 50 % zurückgegangen (SWAAY & WARREN, 1999).

M. teleius ist in der Roten Liste für **Österreich** als "vulnerable" (gefährdet) eingestuft (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2003). Die Art ist in Wien "ausgestorben", in Kärnten und Vorarlberg "vom Aussterben bedroht", in Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich und in der Steiermark "stark gefährdet" und im Burgenland "gefährdet" (HUEMER et al., 1994; HAUSER, 1996; EMBACHER, 1996; HÖTTINGER, 1998, 1999, 2002; WIESER & HUEMER, 1999; HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 1999; HUEMER, 2001).

Schutzstatus: Die Art wurde in die Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie und in Anhang II der Berner Konvention aufgenommen und ist auch in allen Naturschutzgesetzen bzw. Artenschutzverordnungen der Bundesländer als geschützt ausgewiesen.

Gefährdungsursachen: Die Gefährdungsfaktoren betreffen beide Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge gleichermaßen. Es sind dies (eigene Beob.): Grünlandumbruch; Entwässerung, Aufforstung, Überbauung und Überschüttung der Habitats; Grünlandintensivierung (Überdüngung, erhöhte Mahdfrequenz, großflächig einheitliche und/oder falsch terminierte Mähzeitpunkte, Einsatz schwerer Maschinen, zu geringe Schnitthöhe, zu intensive und/oder falsch terminierte Beweidung, Biozideinsatz); Nutzungsaufgabe von Feuchtwiesen (vorübergehend positiv!) mit nachfolgender Verbuschung oder Aufforstung, länger andauernde Überschwemmungen im Zuge von Hochwasserereignissen, Anlage von Teichen und Stauseen.

Besonders schädlich wirkt sich insbesondere die Mahd oder intensive Beweidung im Juli/August zur Zeit der Eiablage und Entwicklung der Junglarven aus (EBERT & RENNWALD,

1991). Deshalb sollten besiedelte Habitate im Zeitraum von 3 Wochen vor bis 3 Wochen nach der Flugzeit nicht gemäht oder intensiv beweidet werden (WYNHOFF, 2001).

Viele der oben angeführten Gefährdungsursachen tragen zur weiteren Fragmentierung und Isolierung der Habitate bei, wodurch die Aussterbewahrscheinlichkeit der verbliebenen Restpopulationen generell erhöht wird.

M. teleius ist im Vergleich zu *M. nausithous* in den letzten Jahrzehnten stärker zurückgegangen und auch insgesamt stärker gefährdet. Dies ist vor allem auf die größere Stenökologie der Wirtsameise von *M. teleius*, den höheren Flächenanspruch und auf den Bedarf eines großflächigen Nutzungsmosaiks mit ausreichender Vernetzung von Entwicklungs- und Saughabitaten zurückzuführen (GEISLER-STROBEL, 1999; STETTNER et al., 2001).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Entwicklungsmaßnahme: Für beide Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge wurde die Erstellung eines nationalen Artenschutzprogrammes empfohlen (KRAUS et al., 1994).

Die Maßnahmen zum Schutz und zur Pflege der Lebensräume müssen sich sowohl auf die Raupennahrungspflanze *Sanguisorba officinalis*, als auch (und insbesondere) auf die artspezifischen Wirtsameisen (regional unterschiedlich!) beziehen. Die Populationsgrößen sind mit der Anzahl der Ameisennester der Wirtsameisen korreliert. Eine Population stirbt dann aus, wenn die Dichte der Wirtsameisen zu niedrig wird (z. B. infolge natürlicher Sukzession) (vgl. LANGE et al., 2000).

Die alleinige Ausweisung von Schutzgebieten ist kein geeignetes Mittel, um die Bestände ausreichend zu sichern, sofern nicht zugleich Pflege- und Bewirtschaftungsmethoden erfolgen, welche auf die Phänologie und Ökologie der Imagines bzw. deren Wirtsameisen abgestimmt sind (SONNENBURG & KORDGES, 1997).

M. teleius weist im Vergleich zu *M. nausithous* eine höhere Empfindlichkeit gegenüber längerfristigem Brachfallen auf, insbesondere da deren Wirtsameisen empfindlicher auf Verbrachung reagieren (EBERT & RENNWALD, 1991; STETTNER et al., 2001a).

Generell kann man sagen, dass die auf *M. teleius* ausgerichtete Erhaltung bzw. Pflege der Lebensräume auch für *M. nausithous* akzeptabel ist, nicht jedoch umgekehrt (ERNST, 1999; STETTNER et al., 2001)! Grundsätzlich sollte daher bei Schutzbemühungen *M. teleius* als der bezüglich ihrer ökologischen Ansprüche stenökischer und empfindlicheren und somit „selteneren“ und stärker gefährdeten Art (im Vergleich zu *M. nausithous*) besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden (MERKEL-WALLNER, 1996; FIGURNY-PUCHALSKA, et al. 2000; STETTNER et al., 2001, 2001a)! Begründet wird das mit dem vergleichsweise höherem Flächenanspruch von *M. teleius* sowie der engeren Nischenbreite und dem größeren Wärmebedürfnis seiner Hauptwirtsameise *M. scabrinodis* (STETTNER et al., 2001a).

Die oben angeführten Gefährdungsursachen müssen gestoppt oder verringert werden, insbesondere der Umbruch, die Entwässerung und die Aufforstung der Habitate.

Pflege der Habitate (vgl. z. B. THOMAS, 1984; MERKEL-WALLNER, 1996; ERNST, 1999; LANGE et al., 2000; STETTNER et al., 2001a):

Eine Mahd zwischen Anfang Juni und Mitte September (noch besser Anfang Oktober) muss unbedingt unterbleiben. Ausnahmen von dieser Regel darf es nur bei regional stark abweichenden Flugzeiten beider Arten oder im Rahmen eines mosaikartig abgestuften Mahdplans geben (STETTNER et al., 2001a). Eine Düngung der Flächen sollte unterbleiben, die Mahd muss mit leichten Maschinen und hoch aufgesetztem Schnitthorizont erfolgen, das Mähgut muss abtransportiert werden.

Grundsätzlich wird die räumlich und zeitlich gestaffelte Mahd von Teilflächen (Mosaik- bzw. Rotationsmahd in 2 bis 6-jährigem Rhythmus) ab Ende September/Anfang Oktober und somit

Schaffung eines Habitatmosaiks mit einem ausreichenden Angebot an Brachflächen und Säumen empfohlen. SETTELE & GEISSLER (1988) empfehlen die Mahd etwa eines Sechstels der Feuchtwiesenbrachen (jedes Jahr eine andere Teilfläche) und die abschnittsweise Mahd von Grabenrändern, Böschungen und anderer Saumstrukturen (z. B. durch Vertragsnaturschutz ausgewiesene Grünlandstreifen) nicht vor Mitte September, ein noch späterer Mahdtermin wäre noch günstiger. Einige Autoren (z. B. EBERT & RENNWALD, 1991; WEIDLICH & KRETSCHMER, 1995; LANGE et al., 2000; STETTNER et al. 2001a) empfehlen (insbesondere bei wüchsigen Beständen) eine möglichst frühzeitige Mahd (Mitte Mai bis Anfang Juni; *Sanguisorba officinalis* treibt dann noch einmal aus) und falls unbedingt erforderlich eine 2. Mahd nicht vor Mitte September. Für *M. teleius* ist vermutlich eine versetzte, zweijährige Herbstmahd günstig (SBN, 1987), welche auch RAKOSY (2001) grundsätzlich befürwortet. Allerdings sind auch ein- bis zweischürige Wiesen mit angepassten Mähterminen von hoher Bedeutung, insbesondere für *M. teleius* (STETTNER et al., 2001a). Eine ausschließlich aus Naturschutzgründen durchgeführte Spätmahd kann neben betriebswirtschaftlichen und organisatorischen Problemen auch mit massiven ökologischen Nachteilen verbunden sein (ERNST, 1999, 2001).

Über die Auswirkungen von Beweidung auf die Populationen (insbesondere der Wirtsameisen) ist noch sehr wenig bekannt und dementsprechender Forschungsbedarf gegeben (ERNST, 2001). Extensive Schafbeweidung hat (im Gegensatz zu intensiver) anscheinend kaum negativen Auswirkungen auf die Abundanz von *M. teleius*, *M. nausithous* (bzw. dessen Wirtsameisen) reagieren auf intensive Beweidung jedoch sehr empfindlich (BINZEHÖFER & SETTELE, 2000). Jedenfalls sollte eine Beweidung der besiedelten Habitate im Juli und August unterbleiben (KOSCHUH, 2001). Möglicherweise ist eine extensive Beweidung im Mai oder Juni am günstigsten, da dann der Große Wiesenknopf bis zur Flugzeit der Imagines wieder austreiben kann. Extensive Rinder- oder Pferdeweiden können also ebenfalls als Lebensraum für (in der Regel individuenarme) Populationen beider Arten dienen (KOSCHUH, 2001).

Die Aufrechterhaltung oder Wiederherstellung einer extensiven traditionellen bäuerlichen Wiesenutzung, die Einbindung der oft kleinflächigen Vorkommen in bestehende Landschaftspflegeprogramme (inkl. ÖPUL) und die Ausarbeitung detaillierter, auf die regionalen Gegebenheiten angepassten, gebietsbezogenen Pflegepläne ist für den Schutz von hoher Bedeutung (vgl. ERNST, 1999; GEISSLER-STROBEL, 1999; LANGE et al., 2000; RAKOSY, 2001).

Die Planung von regionalen Habitatverbundsystemen unter besonderer Berücksichtigung wiesenknopfreichen Grünlandes und von Saumstrukturen unter besonderer Berücksichtigung der Metapopulationsstruktur von insbesondere *M. teleius* (und *M. nausithous*) ist zu forcieren. Grundsätzliches Ziel muss es dabei sein, durch Risikostreuung auf mehrere Habitatflecken und deren gezieltes Habitatmanagement eine langfristig überlebensfähige Metapopulationsstruktur zu schaffen (vgl. SETTELE et al., 1996; MERKEL-WALLNER, 1996; SETTELE, 1998; GEISSLER-STROBEL, 1999; GEISSLER-STROBEL et al., 2000; LANGE et al., 2000; WYNHOFF, 2001; STETTNER et al., 2001; KOSCHUH, 2001).

55.1.8 Verantwortung

Die österreichischen Vorkommen liegen im Zentrum der Verbreitung des europäischen Arealanteils (vgl. Verbreitungskarte in KUDRNA, 2002). Die hohe Dichte der Vorkommen (zumindest in einigen Teilen des Bundesgebietes; vgl. die Verbreitungskarte) und deren zum Teil hohe Individuendichten lässt im Vergleich zu anderen europäischen Ländern eine erhöhte Verantwortung Österreichs zum Schutz der beiden Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge erkennen. Zudem sind viele der Vorkommen (noch) nicht in dem hohen Ausmaß gefährdet wie in anderen Ländern. Somit sind die Verhältnisse in Österreich grundsätzlich relativ günstig anzusehen, um den langfristigen Erhalt einer großen Anzahl von (Meta-) Populationen zu gewährleisten. Jedoch wird erst die Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen (sowohl innerhalb als auch außerhalb nominierter Natura-2000-Gebiete) zeigen, ob Österreich diese Verantwortung auch erkannt und in entsprechenden Schutz- und Pflegekonzepten auch verwirklicht hat.

55.1.9 Kartierung

Markierungsmethoden kommen auf Grund des hohen Aufwandes (und der damit verbundenen Kosten) als Standardmethode im Rahmen der Berichtspflichten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes kaum in Betracht. Das selbe gilt für Nachweise über Ei- bzw. Raupensuche (BRÄU, 2001).

BRÄU (2001) hat die Kartierung im Rahmen der Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten umfassend abgehandelt. Er empfiehlt die Erfassung der Vorkommen auf allen in Frage kommenden Flächen innerhalb größerer Gebietsausschnitte (insbesondere dann, wenn die Art nur in geringen Populationsdichten auftritt) und für alle Fundstellen als absolute Anzahl beobachteter Exemplare (oder in Bestandsgrößenklassen) anzugeben. Auf Flächen, auf denen diese zeitsparende Methode nicht einsetzbar ist (große Fläche, hohe Dichten) wird der ergänzende Einsatz der Transektmethode empfohlen. Um phänologische „Unschärfen“ auszugleichen werden mindestens zwei Durchgänge während der Hauptflugzeit zur Ermittlung von Bestandsgrößen und Habitatnutzung empfohlen (vgl. auch MERKEL-WALLNER, 1996; GEISLER-STROBEL, 2000; KOSCHUH, 2001)! Durch mehrmalige Begehungen an einem Standort konnten oft auch kleine Teil-Populationen einer *Maculinea*-Art in vermeintlich ausschließlichen Vorkommen der verwandten *Maculinea*-Art entdeckt werden (KOSCHUH 2001).

In unterschiedliche Untersuchungsjahren kommt es bei den Zählergebnissen zu teilweise hohen Differenzen. Die Ursachen dafür sind vielfältig: anthropogene Habitatveränderungen, natürliche Populationsschwankungen (insbesondere durch Witterungseinflüsse), phänologische Einflüsse, Einfluss individueller Mobilität (z. B. kleinräumiger Habitatwechsel), Zufallseinflüsse. Aus den Zählergebnissen lassen sich daher nur bei Betrachtung größerer Raumausschnitte und mehrerer Erfassungsjahre Rückschlüsse auf Veränderungen der Gebietsqualität bzw. den Erhaltungszustand der Populationen ziehen (vgl. BRÄU, 2001; STETTNER et al., 2001, 2001a). Selbst im Tagesverlauf können große Schwankungen der festgestellten Individuenzahlen auftreten (KOSCHUH, 2001).

Bei Habiterfassungen konnte BRÄU (2001) zeigen, dass durch die Überprüfung potenzieller Habitatflächen auf die Präsenz der Art eine zuverlässige Prognose der tatsächlichen Habitatnutzung alleine auf Basis des Vorkommens geeigneter Vegetationstypen und der Raupennahrungspflanze nicht möglich ist. Da auch die Kartierung der Wirtsameisennester zu aufwändig ist, empfiehlt er die Habiterfassung im Rahmen der Berichtspflichten in Form einer Biotoptypenkartierung (einschließlich einer groben Angabe zu Häufigkeit und Verteilung des Großen Wiesenknopfes sowie Angaben zur aktuellen Nutzung) durchzuführen.

55.1.10 Wissenslücken

Die in Österreich genutzten Wirtsameisenarten sind noch nicht bekannt. Die Erforschung derselben hat im Zusammenhang mit regional unterschiedlicher Wirtsspezifität eine enorme Bedeutung, insbesondere bei der Erstellung und Umsetzung von regionalen Pflegeplänen.

Gezielte kleinräumige Kartierungen der Vorkommen sind in den meisten Bundesländern (mit Ausnahme von Kärnten und Teilen Salzburgs, des Burgenlandes und der Steiermark) noch nicht erfolgt. Hier besteht noch hoher und dringender Nachholbedarf!

Forschungsbedarf besteht im angewandten Artenschutz vor allem noch bezüglich der praktischen Umsetzung von Pflegemaßnahmen, insbesondere die Auswirkungen auf die Wirtsameisen betreffend. Auch über die Auswirkungen der Beweidung auf die Populationen der Wirtsameisen und Ameisen-Bläulinge ist in der Praxis nur sehr wenig bekannt.

Obwohl in den letzten Jahren vermehrt Studien zur Populationsdynamik (Aufbau und Verteilung von Metapopulationen) und zur Ausbreitungs- und Besiedlungsfähigkeit unternommen wurden, sind auch in diesem Bereich noch erhebliche Wissenslücken zu verzeichnen (vgl. KOSCHUH, 2001).

55.1.11 Literatur und Quellen

Literatur:

- BENES, J.; KONVICKA, M.; DVORÁK, J.; FRIC, Z.; HAVELDA, Z.; PAVLICKO, A.; VRABEC, V. & WEIDENHOFFER, Z. (2002; Hrsg): Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II / Butterflies of the Czech Republic: Distribution and conservation I, II. - SOM (Společnost pro ochranu motýlu), Prag, 857pp.
- BINZENHÖFER, B. & SETTELE, J. (2000): Vergleichende autökologische Untersuchungen an *Maculinea nausithous* (BERGSTR., (1779)) und *Maculinea teleius* (BERGSTR., (1775))(Lep.: Lycaenidae) im nördlichen Steigerwald. - UFZ-Bericht 2/2000: 1-98.
- BRÄU, M. (2001): Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nausithous*) und Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teleius*). In: FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 24. Bonn, Bundesamt für Naturschutz: 384-393.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991; Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2: Tagfalter II. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 535 S.
- ERNST, M. (1999): Das Lebensraumspektrum der Ameisenbläulinge *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius* im Regierungsbezirk Darmstadt (Hessen) sowie Vorschläge zur Erhaltung ihrer Lebensräume. - Natur und Landschaft 74: 299-305.
- ERNST, M. (2001): Erwiderung zu „Schutz und Biotoppflege für Ameisenbläulinge“. - Natur und Landschaft 75: 344-345.
- EMBACHER, G. (1996): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. 3., völlig neu bearbeitete Auflage. Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02 - Naturschutzfachdienst. Naturschutzbeiträge 7/96. 85 S.
- FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E. (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 24. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. XVII + 725 S + Anhang.
- FIEDLER, K. (1990): New information on the biology of *Maculinea nausithous* and *M. teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae). - Nota lepid. 12 (4): 246-256.
- FIGURNY-PUCHALSKA, E.; GADEBERG, R. M. E. & BOOMSMA, J. J. (2000): Comparison of genetic population structure of the large blue butterflies *Maculinea nausithous* and *M. teleius*. - Biodiversity and Conservation 9: 419-432.
- GEH, G. (1995): Beobachtungen am Ameisenbläuling *Maculinea nausithous* auf Lechheiden. - Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben 99 (2): 37-45.
- GEISSLER, S. & SETTELE, J. (1990): Zur Ökologie und zum Ausbreitungsverhalten von *Maculinea nausithous*, BERGSTRÄSSER 1779 (Lepidoptera, Lycaenidae). - Verh. Westd. Entom. Tag (Düsseldorf 1990): 187-193.
- GEISSLER-STROBEL, S. (1999): Landschaftsplanungsorientierte Studien zu Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz der Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* und *Glaucopsyche (Maculinea) teleius*. - Neue Ent. Nachr. 44: 1-105.
- GEISSLER-STROBEL, S. (2000): Autökologische Untersuchungen zu *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* (BERGSTRÄSSER, (1779)) (Lep.: Lycaenidae) im Filderraum bei Stuttgart. - UFZ-Bericht 1/2000: 1-72.
- GEISSLER-STROBEL, S.; KAULE, G. & SETTELE, J. (2000): Gefährdet Biotopverbund Tierarten? Langzeitstudie zu einer Metapopulation des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings und Diskussion genereller Aspekte. - Naturschutz und Landschaftsplanung 32: 293-299.

- HAUSER, E. (1996): Rote Liste der Groß-Schmetterlinge Oberösterreichs (Stand 1995). - Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 4: 53-66.
- HELSDINGEN, VAN P. J.; WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (1996): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 79. XII+217 S.
- HIGGINS, L. G. & RILEY, N. D. (1978): Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. Ein Taschenbuch für Biologen und Naturfreunde. - Parey, Hamburg. 377 S.
- HOFER, H. (1998): Untersuchungen zur Biologie, zu Verbreitung und Schutz der Ameisenbläulinge *Maculinea teleius* BERGSTRÄSSER 1779 und *M. nausithous* BERGSTRÄSSER 1779 auf Streuwiesen an der Lafnitz bei Unterrohr i. d. Stmk. - Diplomarbeit am Institut für Zoologie der Universität Graz. - Hart bei Graz, 109 S. Unveröffentlicht.
- HÖTTINGER, H. (1998): Die Bedeutung unterschiedlicher Grünland-Lebensräume für die Tagschmetterlingsfauna (Lepidoptera: Rhopalocera & HesperIIDae) im mittleren Burgenland (Bezirk Oberpullendorf) - ein regionaler Beitrag zu einem Artenhilfsprogramm für eine stark gefährdete Tiergruppe. Dissertation am Institut für Zoologie der Universität für Bodenkultur Wien, unveröffentlicht. 160 S.
- HÖTTINGER, H. (1999): Kartierung der Tagschmetterlinge der Stadt Wien und Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm (Lepidoptera: Rhopalocera und HesperIIDae). - Magistratsabteilung MA 22 (Umweltschutz), Wien. - Beiträge zum Umweltschutz 63/00. 135 S.
- HÖTTINGER, H. (2002): Checkliste und Rote Liste der Tagschmetterlinge der Stadt Wien, Österreich (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). - Beiträge zur Entomofaunistik 3: 103-123.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (1999): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera & HesperIIDae). 1. Fassung 1999. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten. 128 S.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (2003): Rote Liste der Tagschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Im Druck.
- HUEMER, P. (2001): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs. Dornbirn, Vorarlberger Naturschau. 112 S. und CD-ROM.
- HUEMER, P. & TARMANN, G. (1993): Die Schmetterlinge Österreichs (Lepidoptera). Systematisches Verzeichnis mit Verbreitungsangaben für die einzelnen Bundesländer. Selbstverlag des Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum, Innsbruck, Beilagenband 5 zu den Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum. 224 S.
- HUEMER, P.; REICHL, E. R. & WIESER, C. (1994; Red.): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Österreichs (Macrolepidoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 2, Styria, Graz: 215–264.
- KOSCHUH, A. (1998): Kartierung ausgewählter, von der EU geschützter Tagfalter (*Parnassius mnemosyne*, *Lycaena dispar*, *Maculinea teleius*, *Maculinea nausithous*) im Grazer Stadtgebiet. - Vertiefungsprojekt im Rahmen der Studienrichtung Landschaftsplanung an der Universität für Bodenkultur Wien. - Wien. 79 S. + 20 S. Anhang. Unveröffentlicht.
- KOSCHUH, A. (2001): Kartierung der Wiesenknopf-Ameisenbläulinge *Maculinea nausithous* BERGSTRÄSSER (1779) und *M. teleius* BERGSTRÄSSER (1779) im Stadtgebiet von Graz. - Diplomarbeit, Institut für Zoologie der Universität für Bodenkultur. 186 S + 9 S. Anhang. Unveröffentlicht.
- KRAUS, E.; KUTZENBERGER, H.; DRUMEL, B.; GERSTL, N. & KRAUS, R. (1994): Vorschläge für Artenschutzprogramme von nationaler und internationaler Bedeutung. - Reports Nr. 93 des Umweltbundesamtes. - Wien. 101 S.
- KUDRNA, O. (2002): The distribution atlas of European butterflies. - Oedippus 20: 1-342.

- KUSDAS, K. & REICHL, E. R. (1973; Hrsg.): Die Schmetterlinge Oberösterreichs. Teil 1: Allgemeines, Tagfalter. Linz. 266 S.
- LANGE, A. C.; BROCKMANN, E. & WIEDEN, M. (2000): Ergänzende Mitteilungen zu Schutz- und Biotopfleßmaßnahmen für die Ameisenbläulinge *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius*. - Natur und Landschaft 75: 339-343.
- MALICKY, H. (1968): Freilanduntersuchungen über eine ökologische Isolation zwischen *Maculinea teleius* BGSTR. und *Maculinea nausithous* BGSTR. (Lepidoptera, Lycaenidae). - Wiss. Arbeiten Bgd. 40: 65-68.
- MERKEL-WALLNER, G. (1996): Zu Vorkommen und Lebensraumansprüchen von *Maculinea nausithous* im östlichen Landkreis Cham. - Acta Albertina Ratisbonensia 50: 75-88.
- MUNGUIRA, M. & MARTIN, J. (1998): Action Plan for the *Maculinea* Butterflies in Europe. Council of Europe, Straßburg. 96 S.
- PRETSCHER, P. (2001): Verbreitung und Art-Steckbriefe der Wiesenknopf-Ameisenbläulinge (*Maculinea (Glaucopsyche) nausithous* und *teleius* Bergsträßer, 1779) in Deutschland. - Natur und Landschaft 76: 288-294.
- RAKOSY, L. (2001): Verbreitung und Schutz des Großen und des Schwarzbraunen Moorbläulings (*Maculinea teleius* und *Maculinea nausithous*) in Kärnten. - Kärntner Naturschutzberichte 6: 95-102.
- SAVAS, V. (2000): Biotopkartierung von Feuchtwiesen an der Lafnitz bei Neudau und Wörth unter besonderer Berücksichtigung der Nahrungspflanzen und der Abundanz der gefährdeten Schmetterlingsarten *Euphydryas aurinia*, *Lycaena dispar* und den beiden heimischen Ameisenbläulingen *Maculinea teleius* und *Maculinea nausithous*. - Diplomarbeit, Institut für Zoologie der Universität Graz. 112 S + 1 Karte. Unveröffentlicht.
- SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz) (1987): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. - Fotorotar AG, Basel. 11 + 516 S. (inkl. 25 Farbtafeln).
- SETTELE, J. (1998): Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis. Möglichkeiten des Modelleinsatzes und der Ergebnisumsetzung im Landschaftsmaßstab am Beispiel von Tagfaltern. - B. G Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart. 130 S.
- SETTELE, J. & GEISLER, S. (1988): Schutz des vom Aussterben bedrohten Blauschwarzen Moorbläulings durch Brachenerhalt, Grabenpflege und Biotopverbund im Filderraum. - Natur und Landschaft 63: 467-470.
- SETTELE, J.; HENLE, K. & BENDER, C. (1996): Metapopulation und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Tagfaltern und Reptilien. - Z. Ökologie u. Naturschutz 5: 187-206.
- SETTELE, J.; FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (1999): Die Tagfalter Deutschlands - Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. - Ulmer, Stuttgart. 452 S.
- SONNENBURG, F. & KORDGES, T. (1997): Zur Verbreitung und Gefährdungssituation von *Maculinea nausithous* BERGSTRÄSSER, 1779 und *Maculinea teleius* BERGSTRÄSSER, 1779 in Nordrhein-Westfalen (Lepidoptera: Lycaenidae). - Decheniana 150: 293-307.
- STANKIEWICZ, A. & SIELEZNIOW, M. (2002): Host specificity of *Maculinea teleius* Bgstr. and *M. nausithous* Bgstr. (Lepidoptera: Lycaenidae): the new insight. - Ann. Zool. (Warszawa) 52: 403-408.
- STETTNER, C.; BINZENHÖFER, B. & HARTMANN, P. (2001): Habitatmanagement und Schutzmaßnahmen für die Ameisenbläulinge *Glaucopsyche teleius* und *Glaucopsyche nausithous*. Teil 1: Populationsdynamik, Ausbreitungsverhalten und Biotopverbund. - Natur und Landschaft 76: 278-287.
- STETTNER, C.; BINZENHÖFER, B.; GROS, P. & HARTMANN, P. (2001a): Habitatmanagement und Schutzmaßnahmen für die Ameisenbläulinge *Glaucopsyche teleius* und *Glaucopsyche nausithous*. Teil 2: Habitatansprüche, Gefährdung und Pflege. - Natur und Landschaft 76: 366-375.
- SWAAY, VAN C. A. M. & WARREN, M. S. (1999): Red Data book of European butterflies (Rhopalocera). Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 99. 260 S.

- SWAAY VAN C. A. M. (2003): The Netherlands. - In: SWAAY VAN, C. A. M. & WARREN, M. S. (Hrsg.): Prime Butterfly Areas in Europe: Priority sites for conservation. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, The Netherlands: 385-391.
- THOMAS, J. A. (1984): The behaviour and habitat requirements of *Maculinea nausithous* (the Dusky Large Blue Butterfly) and *M. teleius* (the Scarce Large Blue) in France. - Biol. Cons. 28: 325-347.
- THOMAS, J. A. (1995): The ecology and conservation of *Maculinea arion* and other European species of large blue butterfly. - In: PULLIN A. S.: Ecology and conservation of butterflies, Chapman and Hall, London: 180-197.
- WEIDEMANN, H. J. (1995): Tagfalter: beobachten, bestimmen. - Naturbuch-Verlag, Augsburg. 659 S.
- WEIDLICH, M. & KRETSCHMER, H. (1995): Die gegenwärtige Verbreitung des Schwarzblauen Ameisenbläulings (*Maculinea nausithous* (BERGSTRÄSSER 1779)) in Brandenburg. - Naturschutz und Landschaftspflege 4/1995: 36-41.
- WIESER, C. & HUEMER, P. (1999): Rote Listen der Schmetterlinge Kärntens. In: HOLZINGER, W. E.; MILDNER, P.; ROTTENBURG, T. & WIESER, C. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15: 133-200.
- WYNHOFF, I. (1998): Lessons from the reintroduction of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in the Netherlands. - J. Ins. Conserv. 2: 47-57.
- WYNHOFF, I. (2001): At home at foreign meadows: the reintroduction of two *Maculinea* butterflies. - Doctoral Thesis, Universität Wageningen. 236 S.

Wichtige österreichische Datenquellen

ZOBODAT, Linz

Datenbank des Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum, Innsbruck

Datenbank von Josef Pennerstorfer & Helmut Höttinger, Wien

Sammlungen am Naturhistorischen Museum Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für beide Arten

A. Koschuh (Steiermark), P. Gros (Salzburg), L. Rakosy (Kärnten), J. A. Thomas (Großbritannien), J. Settele (Deutschland), K. Fiedler (Deutschland), I. Wynhoff (Niederlande), M. L. Mungira (Spanien).

55.2 Indikatoren und Schwellenwerte

55.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Größe besiedelter und unter den derzeitigen Nutzungsbedingungen besiedelbarer Habitate	> 20 ha	0,2 - 20 ha	< 0,2 ha
Verbreitung und Häufigkeit von Großem Wiesenknopf in für die Eiablage günstiger Struktur	Weit verbreitet und zahlreich, auf größeren Teilflächen „aspektbestimmend“	Nur stellenweise und auf kleiner Fläche etwas häufiger, sonst nur vereinzelt	Selten, nur eingestreut und relativ wenige Einzelexemplare
Entfernung zur nächsten (größeren) Population	< 1 km	1 - 2,5 km	> 2,5 km
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße (Anzahl Imagines / 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 20 Individuen	10 - 20 Individuen	< 10 Individuen

55.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

55.3 Bewertungsanleitung

55.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bewertung für Habitatgröße und -qualität:

3A=A

2A+B=A

2A+C=B

3B=B

A+B+C=B

2B+A=B

2B+C=B

3C=C

2C+A=C

2C+B=C

Bewertung für den gesamten Erhaltungszustand:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

55.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

56 1060 LYCAENA DISPAR (HAWORTH, 1803)

56.1 Schutzobjektsteckbrief

56.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Großer Feuerfalter.

Synonyme: *Thersamonia dispar*, *Heodes dispar*, *Chrysophanus dispar*.

56.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Lepidoptera, Lycaenidae.

Unterarten: Die Art ist in Europa in 7 Unterarten vertreten (HELSDINGEN et al., 1996), in Österreich kommt die Unterart *rutilus* vor. Von der Unterart *batava* existieren nur mehr zwei Populationen in den Niederlanden (ASHER et al., 2001). Die britische Unterart *L. dispar dispar* starb bereits um 1850 in Großbritannien aus. Eine Vielzahl von Wiedereinbürgerungsversuchen (insbesondere mit der Unterart *batava*, aber auch mit *rutilus*) waren letztendlich langfristig alle nicht erfolgreich (vgl. z. B. BARNETT & WARREN, 1995a; ASHER et al., 2001).

Merkmale: Die leuchtend orangefarbenen Männchen unterscheiden sich von ähnlichen Arten der Gattung durch einen schwarzen Punkt auf den Oberseiten aller vier Flügel. Die Weibchen sind auf der Oberseite kräftig grauschwarz gefleckt und auf der Innenseite der Hinterflügel verdunkelt. Auf der Unterseite sind die Vorderflügel beider Geschlechter leuchtend orange gefärbt, ebenso auch die kräftigen Binden am Hinterflügelrand.

56.1.3 Biologie

Flugzeit (Phänologie): 1. Generation von Mitte Mai bis ca. Anfang Juli, die deutlich individuenreichere 2. Generation von ca. Ende Juli bis ca. Mitte September. In warmen Jahren können im September und Oktober Tiere einer partiellen 3. Generation fliegen (eigene Beob.; HABELER, 1965).

Die Eier werden einzeln oder in kleinen Gruppen (bis zu 6 Eiern), bevorzugt auf der Blatt-Oberseite neben der Mittelrippe, aber auch auf der Blattunterseite (bei vertikal stehenden Blättern) und auf den Blütenständen abgelegt (EBERT & RENNWALD, 1991; WEIDEMANN, 1995; KOSCHUH, 1998; WEBB & PULLIN, 2000). Durch wiederholte Eiablagen (verschiedener Weibchen) auf einer Pflanze können bis zu mehr als 70 Eier auf einer einzigen Pflanze aufgefunden werden (WEBB & PULLIN, 2000; LAFRANCHIS et al., 2001). Belegt werden vor allem sonnig stehende, gut zugängliche, große und exponierte Pflanzen, insbesondere entlang windgeschützter linearer Strukturen (PULLIN, 1997; WERNER & MÖLLER, 2003; eigene Beob.).

Der Nachweis der Art lässt sich am leichtesten durch den Nachweis der auffälligen, unverwechselbaren Eier erbringen (KOSCHUH, 1998; eigene Beob.). Dies ist gleichzeitig die effizienteste Erhebungsmethode.

Die jungen Raupen fressen auf den Blattunterseiten und verursachen „Fensterfraß“ (die obere Epidermis bleibt stehen). Sie überwintern (im 2. oder 3. Raupenstadium) in dünnen Blättern an der Basis der Nahrungspflanze. Nach der Überwinterung werden junge Blattaustriebe und später die gesamte Blattfläche gefressen (SBN, 1987; WEIDEMANN, 1995; BARNETT & WARREN, 1995a).

Die Raupen leben laut Literatur (MALICKY, 1969; MALICKY, 1970; EBERT & RENNWALD, 1991; PULLIN et al., 1998; LAFRANCHIS et al., 2001) auf verschiedenen Ampfer-Arten, z. B. Krauser Ampfer (*Rumex crispus*), Stumpfblättriger Ampfer (*R. obtusifolius*), Riesen- oder

Teich-Ampfer (*R. hydrolapathum*) und Wasser-Ampfer (*R. aquaticus*). Aus Frankreich werden auch *R. conglomeratus* und *R. pulcher* angegeben (LAFRANCHIS, 2000). Die univoltinen Unterarten aus Großbritannien (*dispar*) und den Niederlanden (*batava*) fressen ausschließlich *R. hydrolapathum* (BARNETT & WARREN, 1995a; PULLIN et al., 1998). Nach MALICKY (1969) wird *Rumex acetosa* nicht belegt, jedoch berichten PULLIN et al. (1998), LAFRANCHIS (2000) und EBERT & RENNWALD (1991), dass diese Pflanze ebenfalls, wenn auch selten, genutzt wird.

Die relative Bedeutung der einzelnen Ampferarten hängt von den lokalen Gegebenheiten ab, wobei Abundanz, Phänologie, Vitalität und Zugänglichkeit der Pflanzen sowie mikroklimatische Gegebenheiten eine Rolle spielen (EBERT & RENNWALD, 1991; WERNER & MÖLLER, 2003).

In Österreich werden in erster Linie der Krause und der Stumpfblättrige Ampfer belegt (eigene Beob.; Mitteilungen diverser Gewährsleute; KOSCHUH 1998). Man findet die Eier und Raupen zwar nicht auf ausgesprochenen Xerothermstellen, aber am häufigsten an Wegrändern, auf mesophilen Wiesen und auf (feuchten) Ruderalstellen, sofern dort obengenannte Ampfer-Arten gedeihen (eigene Beob.; MALICKY, 1969; KOSCHUH, 1998).

Hohe Eizahlen konnten insbesondere dort festgestellt werden, wo beide Pflanzenarten nebeneinander vorkommen, wobei höhere Eizahlen meist auf *Rumex crispus* gefunden wurden, insbesondere an kräftigen und ungemähten Pflanzen. Bei *Rumex obtusifolius* wurden frische, grundständige Blätter von Pflanzen, welche ein bis zwei Wochen vorher gemäht wurden, zur Eiablage bevorzugt (KOSCHUH, 1998).

Die Verpuppung (Gürtelpuppe) erfolgt kopfabwärts an Stängeln oder der Blattmittelrippe der Raupennahrungspflanze oder in der angrenzenden Vegetation (SBN, 1987; WEIDEMANN, 1995; BARNETT & WARREN, 1995a).

56.1.4 Autökologie

Es muss an dieser Stelle (wieder einmal) betont werden, dass *L. dispar* in Österreich keine hygrophile Art ist, sondern eine mesophile Offenlandart! Als Lebensraum nutzt der Falter eine breite Palette von Habitaten (vgl. z. B. KOSCHUH, 1998; HÖTTINGER, 1998): in Österreich vor allem in mesophilen bis trockenen Habitaten im offenen und halboffenen Kulturland, z. B. an Böschungen und Dämmen, Weg- und Straßenrändern, Ruderalflächen unterschiedlicher Ausprägung, Streuobstwiesen, Halbtrockenrasen, Gärten etc. Des Weiteren werden Nass- und Feuchtwiesen (und deren Brachestadien), Niedermoore, feuchte Gräben, Großseggenriede, feuchte Hochstaudenfluren und Ufer von Still- und Fließgewässern besiedelt. Selbst auf Waldwegen und Waldschlägen kann die Art angetroffen werden und erfolgreich reproduzieren (eigene Beob.).

Als Larvalhabitate wurden im Grazer Stadtgebiet festgestellt (KOSCHUH, 1998): Flachmoor-, Sumpf-, Fett- und Intensivwiesen, Wegränder, Brachen, Teichränder, Weiden, Gräben, Ruderalflächen und Schläge an Waldrändern. Auch Flächen, welche öfters als zweimal im Jahr gemäht werden, sind als Larvalhabitate geeignet, allerdings hängt hier der Reproduktionserfolg entscheidend von den Mähterminen ab.

Nur ein geringer Teil der besiedelten Habitate werden durch herkömmliche Biotopkartierungen erfasst (KOSCHUH, 1998).

Von den Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie werden nach obigen Ausführungen alle mit Ausnahme subalpiner/alpiner Lebensräume und geschlossener Wälder besiedelt, sofern dort *Rumex*-Arten (vgl. unten) gedeihen.

Der Nektarbedarf der Imagines ist hoch. Genutzt werden vor allem Trichter- und Köpfchenblumen von gelber und violetter, seltener auch weißer Farbe (eigene Beob.; EBERT &

RENNWALD, 1991; KOSCHUH, 1998; LAFRANCHIS et al., 2001). Da aber eine Vielzahl von gerade im Lebensraum vorhandenen Blüten zur Nektaraufnahme genutzt wird, ist das Nektarpflanzenangebot sicherlich kein „Minimumfaktor“ für diese Art (LAFRANCHIS et al., 2001).

56.1.5 Populationsökologie

Der Große Feuerfalter zeigt in Ostösterreich eine sehr deutliche Tendenz zum r-Strategen (vgl. WEIDEMANN, 1995), das heißt, er ist durch hohe Reproduktionsraten, hohe Mobilität (Dispersionsflüge) und der damit verbundenen Fähigkeit, auch neue Lebensräume („Sekundärlebensräume“) zu besiedeln, charakterisiert. Wir gehen davon aus, dass die Art als typischer r-Strategie sicherlich Lebensräume, welche 20 km oder mehr von existierenden Populationen entfernt liegen, erreichen und besiedeln kann. Dabei sind insbesondere die Weibchen der Frühjahrgeneration ausbreitungsstark (BENES et al., 2002).

Der Große Feuerfalter fliegt normalerweise in relativ niedrigen Falterdichten (eigene Beob.; WEIDEMANN, 1995). Die Falter werden daher immer nur einzeln beobachtet, mehr als 5 Individuen sind auch in optimalen Habitaten an einem Tag kaum anzutreffen (eigene Beob.). Für Westeuropa werden 4 bis 10 Individuen pro Hektar angegeben, wobei die Variationsbreite zwischen einem Individuum auf 8 ha und 50 Individuen auf einem ha liegt (HELSDINGEN et al., 1996). Nach EBERT & RENNWALD (1991) liegt die Populationsdichte meistens unter einem Falter pro Hektar.

Die Männchen zeigen Territorialverhalten und liefern sich zur Verteidigung eines Reviers Luftkämpfe (vgl. EBERT & RENNWALD, 1991; WEIDEMANN, 1995; PULLIN, 1997). Das Verhältnis von Männchen zu Weibchen beträgt ca. 2 : 1 (LAFRANCHIS et al., 2001). Die Lebensdauer der Imagines beträgt durchschnittlich 25 Tage (HELSDINGEN et al., 1996).

Zur Migrationsfähigkeit der Imagines auf Basis von Markierungsexperimenten liegen keine Angaben vor. Für die univoltine Unterart *batavus* aus den Niederlanden wird angenommen, dass sie in der Lage ist, Habitate, die bis zu 20 km von existierenden Populationen entfernt liegen, zu erreichen (PULLIN et al., 1995).

Die geringen Populationsdichten werden durch die hohe Mobilität und ein hohes Etablierungspotenzial kompensiert. Für *L. dispar* dürfte die Isolation der Habitate auf Grund seiner opportunistischen Ausbreitungsstrategie relativ unwichtig sein, hingegen sind aber auf Grund der geringen Populationsdichten Habitate mit größeren Populationen von zentraler Bedeutung (SETTELE, 1998).

Als Minimalareal für eine langfristig überlebensfähige Population werden 30 ha (in Nordeuropa 70 ha) angegeben, wobei diese Fläche auch durch einen Verbund von Einzelflächen auf einer Gesamtfläche von einigen Quadratkilometern zustande kommen kann (HELSDINGEN et al., 1996).

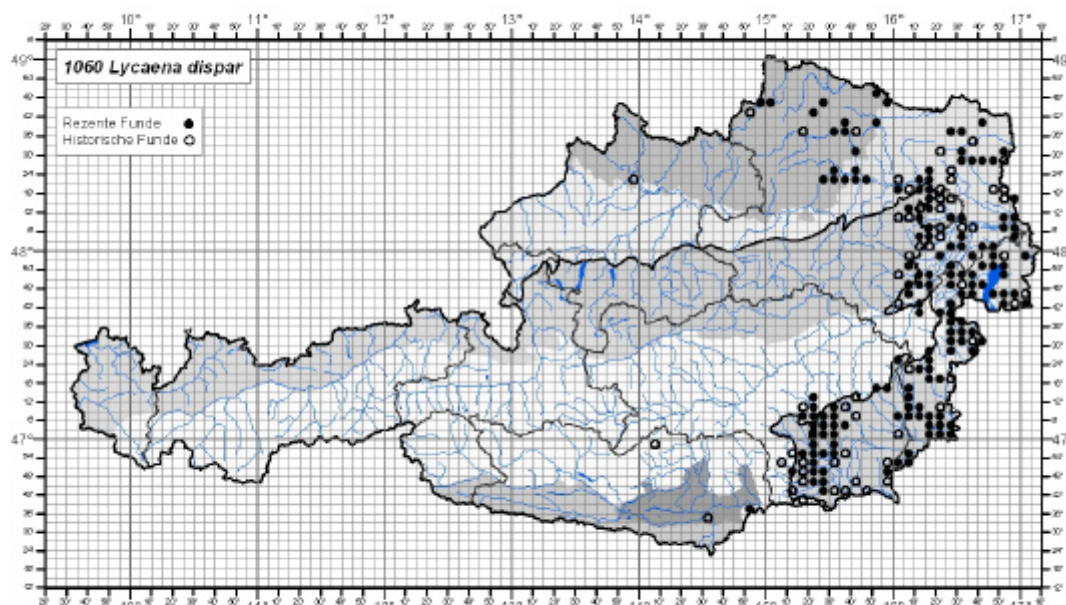
56.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Gesamtverbreitung reicht von West- und Zentraleuropa durch Osteuropa und das nördliche Kleinasien über das südliche Sibirien und Zentralasien bis Nordchina und Korea (HIGGINS & RILEY, 1978; KUDRNA, 2002).

Europa: Die Art ist in Europa aus 32 Ländern nachgewiesen (SWAAY & WARREN, 1999; vgl. auch die Verbreitungskarte in KUDRNA, 2002) und kommt in folgenden 10 Mitgliedsstaaten der EU 15 vor: Belgien, Deutschland, Frankreich, Finnland, Großbritannien, Griechenland, Italien, Luxemburg, Niederlande und Österreich (SWAAY & WARREN, 2003).

Österreich: *L. dispar* ist in Österreich aus den Bundesländern Niederösterreich, Wien, Burgenland, Steiermark und Kärnten nachgewiesen. Die Art besiedelt in erster Linie die planar-colline Stufe unter 700 m und dringt in Niederösterreich nur entlang größerer Flusstäler (Donau, Kamp) weiter nach Westen vor. Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt damit eindeutig in

der kontinentalen biogeographischen Region, wobei die Art nur in den Randbereichen in die alpine Region vordringt (vgl. Verbreitungskarte).



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

56.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die Art ist in **Europa** nicht gefährdet (SWAAY & WARREN, 1999), auch in **Österreich** ist sie in der neuesten Roten Liste als „Least Concern“ (nicht gefährdet) verzeichnet (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2003). Als typischer „r-Strategie“ ist der Große Feuerfalter in Ostösterreich weit verbreitet und nur in geringem Umfang bzw. lokal gefährdet.

Die Gefährdung in den einzelnen Bundesländern stellt sich wie folgt dar: in Kärnten „vom Aussterben bedroht“, in der Steiermark „stark gefährdet“, in Niederösterreich, Wien und dem Burgenland ist sie jeweils als „gefährdet“ eingestuft (HUEMER et al., 1994; HÖTTINGER, 1998, 1999, 2002; HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 1999; WIESER & HUEMER, 1999).

Schutzstatus: Die Art ist in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie und im Anhang der Berner Konvention verzeichnet und ist durch die Naturschutzgesetze/Artenschutzverordnungen aller Bundesländer, in denen die Art vorkommt, geschützt.

Gefährdungsursachen: Grundwasserabsenkung, Entwässerungen, Umbruch von Feuchtwiesen und Anlage von (Mais-) Äckern, Aufforstungen der Habitats (oft mit Fichten), Überbauung und Überschüttung der Habitats, Erhöhung der Mahdfrequenz, zu großflächige und/oder falsch terminierte Pflegemaßnahmen (z. B. Mahd- oder Mulchtermine, insbesondere auch an Saumstrukturen wie Straßen- und Wegrändern, Böschungen, Dämmen etc.), regelmäßige Grabenräumung.

Durch seine hohe Anpassungsfähigkeit ist der Große Feuerfalter in Österreich kaum gefährdet und spezielle Schutzmaßnahmen in der Regel nicht notwendig. Allerdings ist es durch eine Vielzahl von zum Teil recht einfach und kostengünstig durchzuführenden Maßnahmen möglich, die Lebensbedingungen für diese Art zu verbessern.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen: Als allgemeine Schutz- und Förderungsmaßnahmen sind zu nennen: Feucht- und Nassstandorte sowie Feuchtwiesen erhalten (kein Umbruch, keine Aufforstung, keine Trockenlegung), Verzicht auf intensive Nutzung (insbesondere großflächige Mahd während der Flugzeit), vorübergehende Belassung von kleinflächigen Brachen und ungemähten Randstreifen bei der Grünlandnutzung, Erhaltung von Grabenvegetation (auch als Nektarhabitat), abgestufte Mähintensitäten an Straßen- und Wegrändern, Böschungen, Dämmen und in öffentlichen Grünanlagen. Erhaltung bzw. Neuschaffung ampferreicher (trockener bis feuchter) Ruderalflächen unterschiedlicher Ausprägung.

Extensive Beweidung besiedelter Habitate scheint günstiger für die Art zu sein als Mahd im Spätf Frühling oder Sommer (LAFRANCHIS et al., 2001). Einmal früh im Jahr gemähte Wiesen bieten der zweiten Generation günstige Eiablagestellen an den neu austreibenden Ampferpflanzen (EBERT & RENNWALD, 1991).

56.1.8 Verantwortung

Die Verantwortung Österreichs für den Erhalt der Art mit Bezug zur Verbreitungs- und Gefährdungssituation in der Europäischen Union ist als mäßig hoch anzusehen, was in erster Linie durch das relativ kleine Verbreitungsgebiet in Ostösterreich begründet werden kann. Die Populationsanteile in anderen Ländern sind schon alleine auf Grund deren größerer Fläche (z. B. Frankreich, Italien) als wesentlich bedeutender einzustufen. Mit der Erweiterung der Europäischen Union um die osteuropäischen Staaten werden diese (insbesondere Ungarn und Polen) die Hauptverantwortung für die langfristige Erhaltung dieser Art tragen, da sie dort sehr weit verbreitet ist und dort die „Hauptmasse“ der Nachweise liegen (vgl. KUDRNA, 2002).

56.1.9 Kartierung (in Anlehnung an FARTMANN et al. 2001)

Halbquantitative Faltererfassungen mittels Transektmethode sind nicht geeignet, den günstigen Erhaltungszustand von Populationen zu dokumentieren, da die Art nur in sehr geringen Dichten auftritt und die so ermittelten Werte somit stark dem Zufall unterliegen. Der Nachweis der Art lässt sich am leichtesten durch den Nachweis der auffälligen, unverwechselbaren Eier erbringen. Das Ei ist schmutzigweiß und hat sechs oder sieben sternförmig angeordnete Kerben. Da die Eischalen nach dem Schlüpfen der Jungrauen nicht gefressen werden, sind sie auch noch eine Zeit lang danach zum Nachweis der Art geeignet. Es wird daher die Erfassung über standardisierte Eizählungen empfohlen, bei der die gefundenen Raupen (und ev. Puppen) sowie beobachtete Imagines selbstverständlich miterfasst werden. Die Zählungen sollten als Präsenz-Absenz-Untersuchungen erfolgen, bei der eine ausgewählte Fläche für eine bestimmte Maximal-Zeit (z. B. 15 min) nach Imagines und Präimaginalstadien abgesucht werden. Ist der Nachweis erfolgt, kann die nächste Fläche aufgesucht werden. Das Rasternetz kann nach der Größe des Natura-2000-Gebietes unterschiedlich groß sein, in kleinen Gebieten z. B. 500 m Seitenlänge, in großen Gebieten 1 km oder auch mehr. Die Erfassung sollte in 3-jährigem Abstand durch jeweils eine Begehung gegen Ende der Flugzeit jeder der beiden Generationen erfolgen.

Eine zusätzliche Biototypenkartierung (inkl. Nutzungskartierung) ist dabei zumindest im ersten Erfassungsjahr notwendig.

56.1.10 Wissenslücken

Aktuelle Daten zu Verbreitung und Bestand lassen in einigen Teilen Österreichs noch zu wünschen übrig, z. B. im niederösterreichischen Weinviertel und in Teilen der Steiermark. Zusätzliche Kartierungen sind hier erwünscht.

Wichtig ist insbesondere auch die Klärung von Umfang und Bedeutung unterschiedlicher *Rumex*-Arten für die Larvalentwicklung.

Erhebliche Wissensdefizite betreffen vor allem die Pflegemaßnahmen in den Vorkommensgebieten, insbesondere der Einfluss unterschiedlicher Mahd- oder Weideintensitäten auf den Reproduktionserfolg.

56.1.11 Literatur und Quellen

- ASHER, J.; WARREN, M.; FOX, R.; HARDING, P.; JEFFCOATE, G. & JEFFCOATE, S. (2001): The Millennium Atlas of Butterflies in Britain and Ireland. - Oxford University Press, Oxford. 433 S.
- BARNETT, L. K. & WARREN, M. S. (1995a): Species Action Plan - Large Copper, *Lycaena dispar*. - Butterfly Conservation, Wareham, Dorset. 20 S.
- BENES, J.; KONVICKA, M.; DVORÁK, J.; FRIC, Z.; HAVELDA, Z.; PAVLICKO, A.; VRABEC, V. & WEIDENHOFFER, Z. (2002; Hrsg): Motýli České republiky: Rozsireni a ochrana I, II / Butterflies of the Czech Republic: Distribution and conservation I, II. - SOM (Spolecnost pro ochranu motýlu), Prag, 857pp.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991; Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1 und 2: Tagfalter I und II. - Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 552 + 535 S.
- FARTMANN, T., RENNWALD E. & SETTELE, J. (2001): Großer Feuerfalter (*Lycaena dispar*). - In: FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. - Angewandte Landschaftsökologie 24. Bonn, Bundesamt für Naturschutz: 379-383.
- HABELER, H. (1965): Die Großschmetterlinge von Graz und seiner Umgebung, Teil I. - Mitt. naturw. Ver. Steiermark 95: 16-76.
- HELSDINGEN, VAN P.J.; WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (1996): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. - Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 79. XII+217 S.
- HIGGINS, L. G. & RILEY, N. D. (1978): Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. Ein Taschenbuch für Biologen und Naturfreunde. - Parey, Hamburg. 377 S.
- HÖTTINGER, H. (1998): Die Bedeutung unterschiedlicher Grünland-Lebensräume für die Tagschmetterlingsfauna (Lepidoptera: Rhopalocera & HesperIIDae) im mittleren Burgenland (Bezirk Oberpullendorf) - ein regionaler Beitrag zu einem Artenhilfsprogramm für eine stark gefährdete Tiergruppe. Dissertation am Institut für Zoologie der Universität für Bodenkultur Wien, unveröffentlicht. 160 S.
- HÖTTINGER, H. (1999): Kartierung der Tagschmetterlinge der Stadt Wien und Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm (Lepidoptera: Rhopalocera und HesperIIDae). Magistratsabteilung MA 22 (Umweltschutz), Wien. - Beiträge zum Umweltschutz 63/00. 135 S.
- HÖTTINGER, H. (2002): Checkliste und Rote Liste der Tagschmetterlinge der Stadt Wien, Österreich (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). - Beiträge zur Entomofaunistik 3: 103-123.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (1999): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera & HesperIIDae). 1. Fassung 1999. - Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten. 128 S.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (2003): Rote Liste der Tagschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Im Druck.
- HUEMER, P. & TARMANN, G. (1993): Die Schmetterlinge Österreichs (Lepidoptera). Systematisches Verzeichnis mit Verbreitungsangaben für die einzelnen Bundesländer. Selbstverlag des Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum, Innsbruck, Beilagenband 5 zu den Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum. 224 S.

- KOSCHUH, A. (1998): Kartierung ausgewählter von der EU geschützter Tagfalter (*Parnassius mnemosyne*, *Lycaena dispar*, *Maculinea teleius*, *Maculinea nausithous*) im Grazer Stadtgebiet. - Vertiefungsprojekt im Rahmen der Studienrichtung Landschaftsplanung an der Universität für Bodenkultur Wien. - Wien. 79 S. + 20 S. Anhang. Unveröffentlicht.
- KUDRNA, O. (2002): The distribution atlas of European butterflies. - *Oedippus* 20: --342.
- LAFRANCHIS, P. T. (2000): Les papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles. - Collection Parthénope, Mèze. 448 S.
- LAFRANCHIS, T. ; HEAULMÉ, V. & LAFRANCHIS, J. (2001): Biologie, écologie et répartition du Cuivré des marais (*Lycaena dispar* Haworth, 1803) en Quercy (sud-ouest de la France) (Lepidoptera : Lycaenidae). - *Linneana Belgica* 18: 27-36.
- MALICKY, H. (1969): Uebersicht ueber Präimaginalstadien, Bionomie und Ökologie der mitteleuropäischen Lycaeniden (Lepidoptera). - *Mitt. Ent. Ges. Basel N.F.* 19: 25-91.
- MALICKY, H. (1970): Untersuchungen über Beziehungen zwischen Lebensraum, Wirtspflanze, Überwinterungsstadium, Einwanderungsalter und Herkunft mitteleuropäischer Lycaenidae (Lepidoptera). - *Entom. Abh. Mus.Tierk. Dresden* 36: 341-360.
- PULLIN, A. S. (1997): Habitat requirements of *Lycaena dispar batavus* and implications for re-establishment in England. - *J. Ins. Conserv.* 1: 177-185.
- PULLIN, A. S.; MCLEAN, I. F. G. & WEBB, M. R. (1995): Ecology and conservation of *Lycaena dispar*. British and European perspectives. - In: PULLIN, A. S. (Hrsg.): *Ecology and Conservation of Butterflies*. Chapman and Hall, London: 150-164.
- PULLIN, A. S.; BALINT, Z.; BALLETO, E.; BUSZKO, J.; COUTSIS, J. G.; GOFFART, P.; KULFAN, M.; LHONORÉ, J. E.; SETTELE, J. & VAN DER MADE, J. G. (1998): The status, ecology and conservation of *Lycaena dispar* (Lycaenidae: Lycaenini) in Europe. - *Nota lepid.* 21: 94-100.
- SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz) (1987): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. - Fotorotar AG, Basel. 11 + 516 S. (inkl. 25 Farbtafeln).
- SETTELE, J. (1998): Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis. Möglichkeiten des Modelleinsatzes und der Ergebnisumsetzung im Landschaftsmaßstab am Beispiel von Tagfaltern. - B. G Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart. 130 S.
- SWAAY, VAN C. A. M. & WARREN, M. S. (1999): Red Data book of European butterflies (Rhopalocera). - Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 99. 260 S.
- WEBB, M. R. & PULLIN, A. S. (2000): Egg distribution in the large copper butterfly *Lycaena dispar batavus* (Lepidoptera: Lycaenidae): Host plant versus habitat mediated effects. - *Eur. J. Entomol.* 97: 363-367.
- WERNER, F. & MÖLLER, J. (2003): Der Große Feuerfalter (*Lycaena dispar*) im Nationalpark Unteres Odertal - Untersuchungen zur Habitateignung von ausgewählten Probeflächen. - *Beitr. Forstwirtschaft u. Landsch.ökol.* 37 (1): 40-43.
- WEIDEMANN, H. J. (1995): Tagfalter: beobachten, bestimmen. - Naturbuch-Verlag, Augsburg. 659 S.
- WIESER, C. & HUEMER, P. (1999): Rote Listen der Schmetterlinge Kärntens. In: HOLZINGER, W. E.; MILDNER, P.; ROTTENBURG, T. & WIESER, C. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens*. Naturschutz in Kärnten 15: 133-200.
- Wichtige österreichische Datenquellen**
- ZOBODAT, Linz; Sammlungen am Naturhistorisches Museum Wien; Datenbank Josef Pennerstorfer & Helmut Höttinger, Wien
- Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art**
- A. Koschuh (Steiermark), A. S. Pullin (Großbritannien), M. R. Webb (Großbritannien), F. A. Bink (Niederlande), T. Lafranchis (Frankreich).

56.2 Indikatoren und Schwellenwerte

56.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Offenlandanteil in % (exklusive intensiv genutzte Äcker und Weingärten)	> 90 %	10 - 90 %	< 10 %
Verbreitung und Häufigkeit von Rumex-Arten in für die Eiablage günstiger Struktur	Weit verbreitet und zahlreich, oft „herdenbildend“, auf kleinen Teilflächen „aspektbildend“	Nur stellenweise etwas häufiger, sonst nur vereinzelt	Nur sehr vereinzelt oder eingestreut, relativ wenige Einzelpflanzen
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße (Imagines / 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 5 Individuen	2 - 5 Individuen	0 - 1 Individuen
Populationsgröße (Eier / 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 100 Eier	10 - 100 Eier	< 10 Eier

56.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

56.3 Bewertungsanleitung

56.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bewertung für Zustand der Population

Die Bewertung des Zustandes der Population erfolgt entweder mit dem Indikator „Populationsgröße-Imagines oder Populationsgröße- Eier. Der „bessere“ Wert zählt.

Bewertung sowohl für die Habitatgröße und -qualität als auch für den gesamten Erhaltungszustand:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

56.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

57 1061 MACULINEA NAUSITHOUS (BERGSTRÄSSER, 1779)

57.1 Schutzobjektsteckbriefe

57.1.1 Schutzobjekte

Deutsche Namen: Dunkler Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling; Schwarzblauer Moorbläuling, Dunkler Moorbläuling. Die beiden letztgenannten Namen sollten jedoch nicht mehr verwendet werden.

Synonyme: *Glaucopsyche nausithous*, *Lycaena arcas*.

57.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Lepidoptera, Lycaenidae.

Merkmale: Oberseite: Das Männchen ist ähnlich gefärbt wie das Weibchen von *M. teleius*, jedoch kann der schwarze Rand noch breiter sein und teilweise die Postdikalflecke mit einschließen. Das Weibchen ist einfarbig dunkelbraun (nur an der Basis manchmal etwas blau bestäubt).

Unterseite: Diese ist bei beiden Geschlechtern dunkelbraun-zimtfarben mit sehr schwacher blaugrüner Wurzelbestäubung. Im Unterschied zu *M. teleius* besitzt *M. nausithous* nur eine Fleckenreihe auf der Unterseite der Hinterflügel (bestes Unterscheidungsmerkmal im Gelände).

57.1.3 Biologie

Die Flugzeit reicht von Mitte Juni bis Ende August, zum Teil noch bis Mitte September, kann jedoch in Abhängigkeit von der regionalen Situation und Witterungseinflüssen erheblich schwanken (KUSDAS & REICHL, 1973; SBN, 1987; EBERT & RENNWALD, 1991; RAKOSY, 2001; KOSCHUH, 2001). Beobachtungen von *M. nausithous* im Juni sind sehr selten, allerdings fliegen die Falter etwas länger als jene von *M. teleius* und können noch bis Mitte September angetroffen werden (eigene Beob.). Die Falter von *M. nausithous* erscheinen in der Regel einige Tage (bis zu zwei Wochen) später als jene von *M. teleius*.

Die einzige Raupennahrungspflanze Großer Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) kann auf nassen, aber auch auf trockenen Standorten in sehr unterschiedlichen Vegetationseinheiten auftreten, welche alle von den beiden Wiesenknopf-Ameisen-Bläulingen besiedelt werden können (vgl. ERNST, 1999; BINZEHÖFER & SETTELE, 2000). Die Magerkeit der Bestände ist vermutlich über die Besiedelung der Wirtsameisen als indirekter Schlüsselfaktor wirksam (LANGE et al., 2000).

Beide Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge sind obligatorisch myrmekophil und leben parasitär in Ameisennestern (sie fressen Ameisenbrut), *M. nausithous* wird gelegentlich von den Ameisen auch direkt gefüttert (FIEDLER, 1990). *M. nausithous* weist eine höhere Wirtsspezifität auf als *M. teleius*: die Hauptwirtsameise ist *Myrmica rubra*, Nebenwirt ist *M. scabrinodis*. Ein Nebenwirt kann zwar gelegentlich einige wenige *Maculinea*-Larven ernähren, aber nicht einer ganzen *Maculinea*-Population das Überleben sichern. Bei beiden Arten wird die Raupe (nachdem sie für ca. 3 Wochen in den Blütenköpfen des Großen Wiesenknopfes gefressen hat) im 4. Larvalstadium von den Wirtsameisen in das Ameisennest eingetragen, frisst Ameisenbrut, überwintert und verpuppt sich im Ameisennest (vgl. SBN, 1987; EBERT & RENNWALD, 1991; WEIDEMANN, 1995; HELSDINGEN et al., 1996; SWAAY & WARREN, 1999; STETTNER et al., 2001a; STANKIEWICZ & SIELEZNIEW 2002).

Bei *M. nausithous* können 3 bis 4 Raupen pro Ameisennest das Puppenstadium erreichen (SBN, 1987). In der Regel überlebt bei *M. teleius* nur eine Schmetterlingsraupe pro Wiesenknopf und pro Ameisennest (SBN, 1987), weshalb für diese Art eine höhere Dichte der Wirtsameisen und des Großen Wiesenknopfes erforderlich ist als für *M. nausithous* (FIEDLER, 1990).

57.1.4 Autökologie

In Österreich werden von der Art vor allem folgende Lebensräume besiedelt: feuchte und nasse, extensiv genutzte magere Wiesen oder Weiden (insbesondere deren frühe Brachestadien!), Niedermoore, feuchte Hochstaudenfluren und Großseggenrieder, besonders entlang von Fluss- und Bachläufen, auch am Rand von Hochmooren und in Saumstrukturen (insbesondere *M. nausithous*) an Wegrändern, Böschungen, Dämmen, Gräben und Fließgewässern. Die Habitate müssen windgeschützt sein.

Insbesondere für *M. nausithous* sind solche Saumstrukturen als Verbindungs- und Ausbreitungselemente oder gar als eigenständiges Entwicklungshabitat im Rahmen von Habitatverbundmaßnahmen von sehr hoher Bedeutung und müssen in regionalen Schutz- und Pflegekonzepten unbedingt mitberücksichtigt werden (vgl. GEISSLER & SETTELE, 1990; SETTELE & GEISSLER, 1998; GEISSLER-STROBEL, 1999, 2000; GEISSLER-STROBEL et al., 2000).

Obwohl der Schwerpunkt der Verbreitung also eindeutig in feuchten Habitatkomplexen liegt, werden auch mesophile bis trockene Lebensräume (meist Wiesenbrachen, seltener auch Halbtrockenrasen) mit Vorkommen von *Sanguisorba officinalis* besiedelt (eigene Beob.; GEH, 1995; ERNST, 1999; PRETSCHER, 2001; GROS, schriftl. Mitt.).

In der Regel sind die besiedelten Habitate Teilflächen von zusammenhängenden Feuchtgebietskomplexen, die Bereiche mit intensiver, extensiver und aufgegebener Nutzung aufweisen. Der Bracheanteil ist dabei von enormer Bedeutung (eigene Beob.; MERKEL-WALLNER, 1996; BINZEHÖFER & SETTELE, 1999, 2000; GEISSLER-STROBEL, 2000; SAVAS, 2000; KOSCHUH, 2001) und wurde bisher als Ausbreitungszentrum und für das langfristige Überleben von individuenreichen Populationen wohl unterschätzt. Dabei bevorzugt *M. nausithous* eher die älteren Brachen, *M. teleius* mehr die jüngeren (ein- bis zweijährigen) Brachestadien (eigene Beob.; SBN, 1987; BINZEHÖFER & SETTELE, 2000), was in erster Linie auf die unterschiedlichen Ansprüche der Wirtsameisen zurückgeführt werden kann. *M. nausithous* findet also auch in älteren Magerwiesenbrachestadien noch günstige Entwicklungsmöglichkeiten vor und kann dort wesentlich länger als *M. teleius* überleben (SBN, 1987; EBERT & RENNWALD, 1991; ERNST, 1999; GEISSLER-STROBEL, 1999), weshalb in langjährigen Brachen fast immer *M. nausithous* deutlich dominiert (eigene Beob.; KOSCHUH, 2001).

Folgende Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie werden hauptsächlich besiedelt: Pfeifengraswiesen (6410); Feuchte Hochstaudenfluren (6430); Brenndolden-Auenwiesen (6440); Magere Flachland-Mähwiesen (6510); Berg-Mähwiesen (6520); Kalkreiche Sümpfe (7210); Kalkreiche Niedermoore (7230).

Besiedelt werden vor allem tiefe Lagen, jedoch kann die Art auch bis in Höhenlagen von 1.600 m, Einzeltiere sogar bis 2.000 m gefunden werden (SBN, 1987), allerdings liegen aus Österreich keine gesicherten Funde aus solchen extremen Höhenlagen vor.

Die Lebensdauer der Imagines ist kurz, sie können zwar gut einen Monat alt werden, ihr durchschnittliches Lebensalter im Freiland beträgt allerdings nur wenige Tage (vgl. SBN, 1987; WYNHOFF, 1998; BINZEHÖFER & SETTELE, 2000; GEISSLER-STROBEL, 2000; STETTMER et al., 2001).

Die Imagines bevorzugen als Nektarpflanze *Sanguisorba officinalis*, wobei *M. nausithous* fast nur diese nutzt, während *M. teleius* ein etwas breiteres Nektarpflanzenspektrum aufweist (ei-

gene Beob.; THOMAS, 1984; SBN, 1987; EBERT & RENNWALD, 1991; HOFER, 1998; GEISSLER-STROBEL, 1999; STETTNER et al., 2001a; WYNHOFF, 2001).

57.1.5 Populationsökologie

Die typische Population von *M. teleius* und *M. nausithous* beträgt einige zehn bis Hunderte Imagines auf 0,5 bis 5 ha (THOMAS, 1995). KOSCHUH (2001) konnte an den untersuchten Standorten in Graz Tagesmaxima von 20 - 65 Individuen beobachten. Er stuft Fundorte mit Tagesmaxima von mehr als 50 Individuen bereits als überregional bedeutend ein.

Die Populationsgrößen werden in erster Linie von der Anzahl und Dichte der Wirtsameisen-Nester begrenzt (THOMAS, 1984; SBN, 1987; LANGE et al., 2000). THOMAS (1984) gibt an, dass hohe Dichten von mindestens 500 Wirtsameisen-Nestern nötig sind, um einer kleinen Population das Überleben zu ermöglichen. Große Populationen benötigen eine noch wesentlich höhere Anzahl und Dichte von Ameisennestern.

Schon kleine und kleinste Flächen (1000 - 2000 Quadratmeter) mit optimaler Habitatqualität können von hoher Bedeutung sein und beide Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge (insbesondere *M. nausithous*) können dort hohe Dichten erreichen (vgl. THOMAS, 1984; KOSCHUH, 1998, 2001; BINZEHÖFER & SETTELE, 2000; STETTNER et al., 2001). Beide Arten können bei günstigen Habitatvoraussetzungen bereits in relativ kleinen Flächen von 3000 bis 7000 Quadratmetern individuenstarke Populationen mit 300 und mehr Faltern hervorbringen (STETTNER et al., 2001). Die Populationen von *M. nausithous* sind in der Regel individuenstärker als jene von *M. teleius*. Allerdings kann die Populationsdichte bei *M. nausithous* erheblich schwanken. BINZEHÖFER & SETTELE (2000) ermittelten für *M. nausithous* eine mittlere Dichte von 30 Faltern/ha. THOMAS (1984) gibt Dichten von 36 bis 819 Faltern/ha an.

THOMAS (1984) merkt an, dass *M. nausithous*-Vorkommen mit mehr als 10 beobachteten Individuen schon auf mittelgroße Populationen hindeuten können und dementsprechend schutzwürdig einzustufen sind (vgl. auch MERKEL-WALLNER, 1996). Geschätzte Gesamt-Populationsgrößen können bei *M. nausithous* schon bei mehr als 200 Individuen als individuenreich und dementsprechend schutzwürdig eingeschätzt werden (KOSCHUH, 2001).

Beide Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge gelten allgemein als sehr standortstreu (SETTELE et al., 1999; STETTNER et al., 2001), allerdings häufen sich die Hinweise, dass deren Mobilität bisher unterschätzt wurde (FIEDLER, 1990; MERKEL-WALLNER, 1996; MUNGUIRA & MARTIN, 1998). Der Individuenaustausch zwischen den geschlossenen Populationen, welche mehr als durch 2 - 10 km unbewohnbaren Lebensraum voneinander getrennt sind, ist vernachlässigbar gering (THOMAS, 1995). Bei *M. teleius* konnten Ausbreitungsdistanzen bis 2,5 km, bei *M. nausithous* sogar bis zu 5,1 km festgestellt werden (GEISSLER & SETTELE, 1990; SETTELE, 1998; SETTELE et al., 1999; BINZEHÖFER & SETTELE, 2000). Dennoch ist *M. teleius* (insbesondere die Männchen) wahrscheinlich vagiler und ausbreitungsfreudiger als *M. nausithous* (vgl. GEISSLER-STROBEL, 1999; BINZEHÖFER & SETTELE, 2000; STETTNER et al., 2001). Auf Grund der höheren Ansprüche an Habitatqualität und Habitatgröße sowie geringerer Populationsdichten findet trotz höherer Mobilität der Einzelindividuen bei *M. teleius* ein Austausch zwischen mehreren Kilometern entfernten Habitaten aber seltener statt (STETTNER et al., 2001). Für *M. nausithous* kann davon ausgegangen werden, dass 40 % der Individuen einer Population in der Lage sind, mindestens 2 km weit zu gelangen und ungefähr 10% dürften sogar in der Lage sein, 5 km zu erreichen (SETTELE, 1998).

In einer Population überwiegen in der Regel die Männchen, jedoch ist das Geschlechterverhältnis auf Grund methodischer Einflüsse wohl ausgeglichen (BINZEHÖFER & SETTELE, 2000).

57.1.6 Verbreitung und Bestand

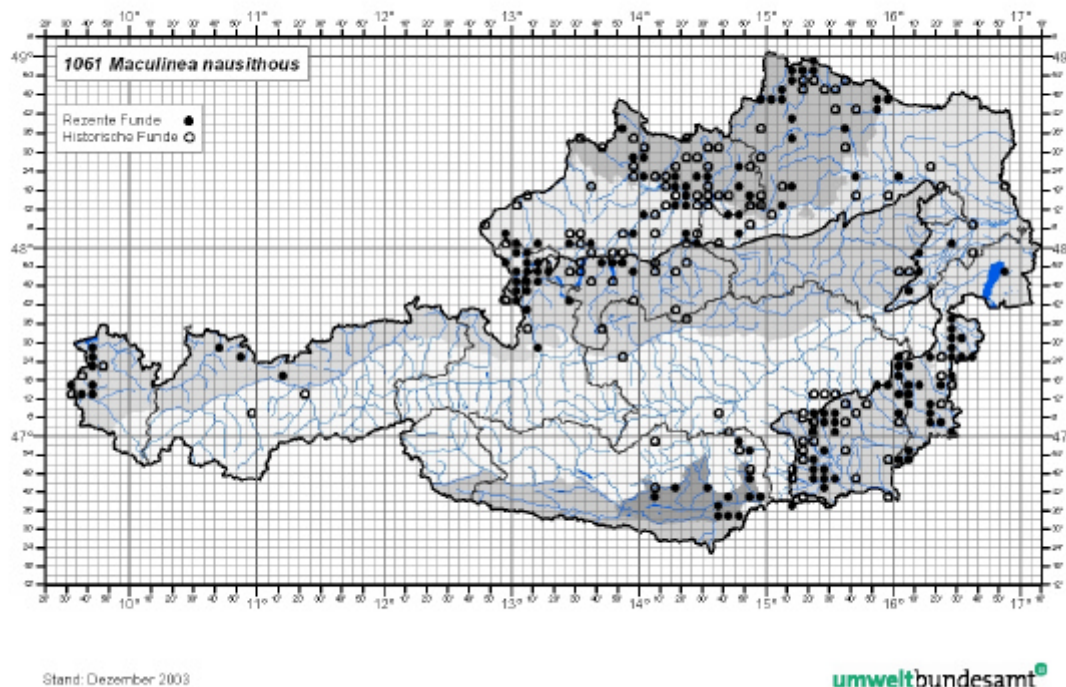
Gesamtverbreitung: *M. nausithous* kommt von Nordspanien und Frankreich durch Mitteleuropa bis zum Ural und südlich bis zum Kaukasus vor (HIGGINS & RILEY, 1978).

Europa: Nach SWAAY & WARREN (1999) ist die Art in Europa aus 19 Ländern nachgewiesen und kommt innerhalb der EU 15 aktuell in folgenden 6 Ländern vor: Österreich, Deutschland, Spanien, Frankreich, Liechtenstein, Niederlande. Sie ist jedoch fast überall stark rückläufig. In den Niederlanden wurde sie 1990 wieder eingebürgert (WYNHOFF, 2001; SWAAY, 2003). Die aktuellste Verbreitungskarte für Europa ist jene von KUDRNA (2002).

Österreich: *M. nausithous* kommt in Österreich in allen Bundesländern mit Ausnahme von Osttirol vor (HUEMER & TARMANN, 1993; HÖTTINGER, 1999, 2002). In Wien gelten beide Arten jedoch als ausgestorben (HÖTTINGER, 1999, 2002). *M. nausithous* kommt somit in beiden biogeographischen Regionen vor.

Beide Arten fliegen oft gemeinsam, *M. nausithous* ist aber (aktuell) in Österreich weiter verbreitet und "häufiger" als *M. teleius*, wobei *M. teleius* in den letzten Jahren im Vergleich zu *M. nausithous* in Österreich wesentlich seltener geworden und generell stärker gefährdet als *M. nausithous* ist, was auch für andere Länder zutrifft (eigene Beob.; vgl. GEISLER-STROBEL, 1999; BINZEHÖFER & SETTELE, 2000; STETTMER et al., 2001; KOSCHUH, 2001; HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2003; BENES et al., 2003). Bei gezielter Kartierungen sind mit Sicherheit noch viele Populationen beider Arten (insbesondere von *M. nausithous*) zu entdecken (eigene Beob.; KOSCHUH, 1998, 2001; GEISLER-STROBEL, 1999; RAKOSY, 2001).

Schwerpunkte der aktuellen Verbreitung (vgl. Verbreitungskarte) befinden sich insbesondere in den tiefen Lagen in Vorarlberg (Rheintal), Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich (insbesondere im Waldviertel) sowie im südöstlichen Kärnten, in der südöstlichen Steiermark und im Burgenland. Während von *M. nausithous* aus 172 5 x 3-Minuten-Rastern Nachweise vor 1980 vorliegen, sind ab 1980 nur mehr 143 Raster besiedelt (vgl. Verbreitungskarte).



57.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Beide Arten sind in **Europa** als "vulnerable" und SPEC 3 (das sind Arten, die ihre Hauptverbreitung sowohl in Europa als auch außerhalb davon haben, jedoch in Europa gefährdet sind) eingestuft und sind in den letzten 25 Jahren um 20 - 50 % zurückgegangen (SWAAY & WARREN, 1999).

Sowohl *M. teleius* als auch *M. nausithous* ist in der Roten Liste für **Österreich** als "vulnerable" (gefährdet) eingestuft (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2003). Beide Arten sind jeweils in Wien "ausgestorben", in Kärnten und Vorarlberg "vom Aussterben bedroht", in Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich und in der Steiermark "stark gefährdet" und im Burgenland "gefährdet" (HUEMER et al., 1994; HAUSER, 1996; EMBACHER, 1996; HÖTTINGER, 1998, 1999, 2002; WIESER & HUEMER, 1999; HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 1999; HUEMER, 2001). In Tirol wurden kürzlich individuenreiche Populationen von *M. nausithous* wiederentdeckt, eine Neueinstufung in der Roten Liste liegt jedoch noch nicht vor, die Art dürfte jedoch in Tirol mindestens „stark gefährdet“ sein.

Schutzstatus: Die Art wurde in die Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie und in Anhang II der Berner Konvention aufgenommen und ist auch in allen Naturschutzgesetzen bzw. Artenschutzverordnungen der Bundesländer als geschützt ausgewiesen.

Gefährdungsursachen: Die Gefährdungsfaktoren betreffen beide Arten gleichermaßen. Es sind dies (eigene Beob.): Grünlandumbruch; Entwässerung, Aufforstung, Überbauung und Überschüttung der Habitate; Grünlandintensivierung (Überdüngung, erhöhte Mahdfrequenz, großflächig einheitliche und/oder falsch terminierte Mähzeitpunkte, Einsatz schwerer Maschinen, zu geringe Schnitthöhe, zu intensive und/oder falsch terminierte Beweidung, Biozideinsatz); Nutzungsaufgabe von Feuchtwiesen (vorübergehend positiv!) mit nachfolgender Verbuchung oder Aufforstung, länger andauernde Überschwemmungen im Zuge von Hochwasserereignissen, Anlage von Teichen und Stauseen.

Besonders schädlich wirkt sich insbesondere die Mahd oder intensive Beweidung im Juli/August zur Zeit der Eiablage und Entwicklung der Jungraupen aus (EBERT & RENNWALD, 1991). Deshalb sollten besiedelte Habitate im Zeitraum von 3 Wochen vor bis 3 Wochen nach der Flugzeit nicht gemäht oder intensiv beweidet werden (WYNHOFF, 2001).

Viele der oben angeführten Gefährdungsursachen tragen zur weiteren Fragmentierung und Isolierung der Habitate bei, wodurch die Aussterbewahrscheinlichkeit der verbliebenen Restpopulationen generell erhöht wird.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Entwicklungsmaßnahme: Für die beiden Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge wurde die Erstellung eines nationalen Artenschutzprogrammes empfohlen (KRAUS et al., 1994).

Die Maßnahmen zum Schutz und zur Pflege der Lebensräume müssen sich sowohl auf die Raupennahrungspflanze *Sanguisorba officinalis*, als auch (und insbesondere) auf die artspezifischen Wirtsameisen (regional unterschiedlich!) beziehen. Die Populationsgrößen sind mit der Anzahl der Ameisennester der Wirtsameisen korreliert. Eine Population stirbt dann aus, wenn die Dichte der Wirtsameisen zu niedrig wird (z. B. infolge natürliche Sukzession) (vgl. LANGE et al., 2000).

Die alleinige Ausweisung von Schutzgebieten ist kein geeignetes Mittel, um die Bestände ausreichend zu sichern, sofern nicht zugleich Pflege- und Bewirtschaftungsmethoden erfolgen, welche auf die Phänologie und Ökologie der Imagines bzw. deren Wirtsameisen abgestimmt sind (SONNENBURG & KORDGES, 1997). Generell kann man sagen, dass die auf *M. teleius* ausgerichtete Erhaltung bzw. Pflege der Lebensräume auch für *M. nausithous* akzeptabel ist, nicht jedoch umgekehrt (ERNST, 1999; STETTNER et al., 2001)!

Grundsätzlich sollte bei Schutzbemühungen *M. teleius* als der bezüglich ihrer ökologischen Ansprüche stenökeren und empfindlicheren und somit „selteneren“ und stärker gefährdeten Art (im Vergleich zu *M. nausithous*) besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden (MERKEL-WALLNER, 1996; FIGURNY-PUCHALSKA, et al. 2000; STETTNER et al., 2001, 2001a)! Begründet wird das mit dem vergleichsweise höherem Flächenanspruch von *M. teleius* sowie der engeren Nischenbreite und dem größeren Wärmebedürfnis seiner Hauptwirtsameise *M. scabrinodis* (STETTNER et al., 2001a).

Die oben angeführten Gefährdungsursachen müssen gestoppt oder verringert werden, insbesondere der Umbruch, die Entwässerung und die Aufforstung der Habitate.

Pflege der Habitate (vgl. z. B. THOMAS, 1984; MERKEL-WALLNER, 1996; ERNST, 1999; LANGE et al., 2000; STETTNER et al., 2001a):

Eine Mahd zwischen Anfang Juni und Mitte September (noch besser Anfang Oktober) muss unbedingt unterbleiben. Ausnahmen von dieser Regel darf es nur bei regional stark abweichenden Flugzeiten beider Arten oder im Rahmen eines mosaikartig abgestuften Mahdplans geben (STETTNER et al., 2001a). Eine Düngung der Flächen sollte unterbleiben, die Mahd muss mit leichten Maschinen und hoch aufgesetztem Schnitthorizont erfolgen, das Mähgut muss abtransportiert werden.

Grundsätzlich wird für die Art eine räumlich und zeitlich gestaffelte Mahd von Teilflächen (Mosaik- bzw. Rotationsmahd in 2 bis 6-jährigem Rhythmus) ab Ende September/Anfang Oktober und somit Schaffung eines Habitatmosaiks mit einem ausreichenden Angebot an Brachflächen und Säumen empfohlen. SETTELE & GEISLER (1988) empfehlen die Mahd etwa eines Sechstels der Feuchtwiesenbrachen (jedes Jahr eine andere Teilfläche) und die abschnittsweise Mahd von Grabenrändern, Böschungen und anderer Saumstrukturen (z. B. durch Vertragsnaturschutz ausgewiesene Grünlandstreifen) nicht vor Mitte September, ein noch späterer Mahdtermin wäre noch günstiger. Einige Autoren (z. B. EBERT & RENNWALD, 1991; WEIDLICH & KRETSCHMER, 1995; LANGE et al., 2000; STETTNER et al. 2001a) empfehlen

(insbesondere bei wüchsigen Beständen) eine möglichst frühzeitige Mahd (Mitte Mai bis Anfang Juni; *Sanguisorba officinalis* treibt dann noch einmal aus) und falls unbedingt erforderlich eine 2. Mahd nicht vor Mitte September. Eine ausschließlich aus Naturschutzgründen durchgeführte Spätmahd kann neben betriebswirtschaftlichen und organisatorischen Problemen auch mit massiven ökologischen Nachteilen verbunden sein (ERNST, 1999, 2001).

Über die Auswirkungen von Beweidung auf die Populationen (insbesondere der Wirtsameisen) ist noch sehr wenig bekannt und dementsprechender Forschungsbedarf gegeben (ERNST, 2001). Extensive Schafbeweidung hat (im Gegensatz zu intensiver) anscheinend kaum negativen Auswirkungen auf die Abundanz von *M. teleius*, *M. nausithous* (bzw. dessen Wirtsameisen) reagieren auf intensive Beweidung jedoch sehr empfindlich (BINZENHÖFER & SETTELE, 2000). Jedenfalls sollte eine Beweidung der besiedelten Habitate im Juli und August unterbleiben (KOSCHUH, 2001). Möglicherweise ist eine extensive Beweidung im Mai oder Juni am günstigsten, da dann der Große Wiesenknopf bis zur Flugzeit der Imagines wieder austreiben kann. Extensive Rinder- oder Pferdeweiden können also ebenfalls als Lebensraum für (in der Regel individuenarme) Populationen beider Arten dienen (KOSCHUH, 2001).

Die Aufrechterhaltung oder Wiederherstellung einer extensiven traditionellen bäuerlichen Wiesenutzung, die Einbindung der oft kleinflächigen Vorkommen in bestehende Landschaftspflegeprogramme (inkl. ÖPUL) und die Ausarbeitung detaillierter, auf die regionalen Gegebenheiten angepassten, gebietsbezogenen Pflegepläne ist für den Schutz von hoher Bedeutung (vgl. ERNST, 1999; GEISSLER-STROBEL, 1999; LANGE et al., 2000; RAKOSY, 2001).

Die Planung von regionalen Habitatverbundsystemen unter besonderer Berücksichtigung wiesenknopfreichen Grünlandes und von Saumstrukturen unter besonderer Berücksichtigung der Metapopulationsstruktur von insbesondere *M. teleius* (und *M. nausithous*) ist zu forcieren. Grundsätzliches Ziel muss es dabei sein, durch Risikostreuung auf mehrere Habitatflecken und deren gezieltes Habitatmanagement eine langfristig überlebensfähige Metapopulationsstruktur zu schaffen (vgl. SETTELE et al., 1996; MERKEL-WALLNER, 1996; SETTELE, 1998; GEISSLER-STROBEL, 1999; GEISSLER-STROBEL et al., 2000; LANGE et al., 2000; WYNHOFF, 2001; SETTMER et al., 2001; KOSCHUH, 2001).

57.1.8 Verantwortung

Die österreichischen Vorkommen liegen im Zentrum der Verbreitung des europäischen Arealanteils (vgl. Verbreitungskarte in KUDRNA, 2002). Die hohe Dichte der Vorkommen (zumindest in einigen Teilen des Bundesgebietes; vgl. die Verbreitungskarte) und deren zum Teil hohe Individuendichten lässt im Vergleich zu anderen europäischen Ländern eine erhöhte Verantwortung Österreichs zum Schutz der beiden Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge erkennen. Zudem sind viele der Vorkommen (noch) nicht in dem hohen Ausmaß gefährdet wie in anderen Ländern. Somit sind die Verhältnisse in Österreich grundsätzlich relativ günstig anzusehen, um den langfristigen Erhalt einer großen Anzahl von (Meta-) Populationen zu gewährleisten. Jedoch wird erst die Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen (sowohl innerhalb als auch außerhalb nominierter Natura-2000-Gebiete) zeigen, ob Österreich diese Verantwortung auch erkannt und in entsprechenden Schutz- und Pflegekonzepten auch verwirklicht hat.

57.1.9 Kartierung

Markierungsmethoden kommen auf Grund des hohen Aufwandes (und der damit verbundenen Kosten) als Standardmethode im Rahmen der Berichtspflichten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes kaum in Betracht. Das selbe gilt für Nachweise über Ei- bzw. Raupensuche (BRÄU, 2001).

BRÄU (2001) hat das Monitoring im Rahmen der Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten umfassend abgehandelt. Er empfiehlt die Erfassung der Vorkommen auf allen in Frage kommenden Flächen innerhalb größerer Gebietsausschnitte (insbesondere dann, wenn die Art nur

in geringen Populationsdichten auftritt) und für alle Fundstellen als absolute Anzahl beobachteter Exemplare (oder in Bestandsgrößenklassen) anzugeben. Auf Flächen, auf denen diese zeitsparende Methode nicht einsetzbar ist (große Fläche, hohe Dichten) wird der ergänzende Einsatz der Transektmethode empfohlen. Um phänologische „Unschärfen“ auszugleichen werden mindestens zwei Durchgänge während der Hauptflugzeit zur Ermittlung von Bestandsgrößen und Habitatnutzung empfohlen (vgl. auch MERKEL-WALLNER, 1996; GEISLER-STROBEL, 2000; KOSCHUH, 2001)! Durch mehrmalige Begehungen an einem Standort konnten oft auch kleine Teil-Populationen einer *Maculinea*-Art in vermeintlich ausschließlichen Vorkommen der verwandten *Maculinea*-Art entdeckt werden (KOSCHUH 2001).

In unterschiedliche Untersuchungsjahren kommt es bei den Zählergebnissen zu teilweise hohen Differenzen. Die Ursachen dafür sind vielfältig: anthropogene Habitatveränderungen, natürliche Populationsschwankungen (insbesondere durch Witterungseinflüsse), phänologische Einflüsse, Einfluss individueller Mobilität (z. B. kleinräumiger Habitatwechsel), Zufallseinflüsse. Aus den Zählergebnissen lassen sich daher nur bei Betrachtung größerer Raumausschnitte und mehrerer Erfassungsjahre Rückschlüsse auf Veränderungen der Gebietsqualität bzw. den Erhaltungszustand der Populationen ziehen (vgl. BRÄU, 2001; STETTMER et al., 2001, 2001a). Selbst im Tagesverlauf können große Schwankungen der festgestellten Individuenzahlen auftreten (KOSCHUH, 2001).

Bei Habitatefassungen konnte BRÄU (2001) zeigen, dass durch die Überprüfung potenzieller Habitatflächen auf die Präsenz der Art eine zuverlässige Prognose der tatsächlichen Habitatnutzung alleine auf Basis des Vorkommens geeigneter Vegetationstypen und der Raupennahrungspflanze nicht möglich ist. Da auch die Kartierung der Wirtsameisennester zu aufwändig ist, empfiehlt er die Habitatefassung im Rahmen der Berichtspflichten in Form einer Biotoptypenkartierung (einschließlich einer groben Angabe zu Häufigkeit und Verteilung des Großen Wiesenknopfes sowie Angaben zur aktuellen Nutzung) durchzuführen.

57.1.10 Wissenslücken

Die in Österreich genutzten Wirtsameisenarten sind noch nicht bekannt. Die Erforschung derselben hat im Zusammenhang mit regional unterschiedlicher Wirtsspezifität eine enorme Bedeutung, insbesondere bei der Erstellung und Umsetzung von regionalen Pflegeplänen.

Gezielte kleinräumige Kartierungen der Vorkommen sind in den meisten Bundesländern (mit Ausnahme von Kärnten und Teilen Salzburgs, des Burgenlandes und der Steiermark) noch nicht erfolgt. Hier besteht noch hoher und dringender Nachholbedarf!

Forschungsbedarf besteht im angewandten Artenschutz vor allem noch bezüglich der praktischen Umsetzung von Pflegemaßnahmen, insbesondere die Auswirkungen auf die Wirtsameisen betreffend. Auch über die Auswirkungen der Beweidung auf die Populationen der Wirtsameisen und Bläulinge ist in der Praxis nur sehr wenig bekannt.

Obwohl in den letzten Jahren vermehrt Studien zur Populationsdynamik (Aufbau und Verteilung von Metapopulationen) und zur Ausbreitungs- und Besiedlungsfähigkeit unternommen wurden, sind auch in diesem Bereich noch erhebliche Wissenslücken zu verzeichnen (vgl. KOSCHUH, 2001).

57.1.11 Literatur und Quellen

BENES, J.; KONVICKA, M.; DVORÁK, J.; FRIC, Z.; HAVELDA, Z.; PAVLICKO, A.; VRABEC, V. & WEIDENHOFFER, Z. (2002; Hrsg): Motýli České republiky: Rozsireni a ochrana I, II / Butterflies of the Czech Republic: Distribution and conservation I, II. - SOM (Spolecnost pro ochranu motýlu), Prag, 857pp.

BINZENHÖFER, B. & SETTELE, J. (2000): Vergleichende autökologische Untersuchungen an *Maculinea nausithous* (BERGSTR., (1779)) und *Maculinea teleius* (BERGSTR., (1775))(Lep.: Lycaeniidae) im nördlichen Steigerwald. - UFZ-Bericht 2/2000: 1-98.

- BRÄU, M. (2001): Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nausithous*) und Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teleius*). In: FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 24. Bonn, Bundesamt für Naturschutz: 384-393.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991; Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2: Tagfalter II. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 552 + 35 S.
- ERNST, M. (1999): Das Lebensraumspektrum der Ameisenbläulinge *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius* im Regierungsbezirk Darmstadt (Hessen) sowie Vorschläge zur Erhaltung ihrer Lebensräume. - Natur und Landschaft 74: 299-305.
- ERNST, M. (2001): Erwiderung zu „Schutz und Biotoppflege für Ameisenbläulinge“. - Natur und Landschaft 75: 344-345.
- EMBACHER, G. (1996): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. 3., völlig neu bearbeitete Auflage. Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02 - Naturschutzfachdienst. Naturschutzbeiträge 7/96. 85 S.
- FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E. (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 24. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. XVII + 725 S. + Anhang.
- FIEDLER, K. (1990): New information on the biology of *Maculinea nausithous* and *M. teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae). - Nota lepid. 12 (4): 246-256.
- FIGURNY-PUCHALSKA, E.; GADEBERG, R. M. E. & BOOMSMA, J. J. (2000): Comparison of genetic population structure of the large blue butterflies *Maculinea nausithous* and *M. teleius*. - Biodiversity and Conservation 9: 419-432.
- GEH, G. (1995): Beobachtungen am Ameisenbläuling *Maculinea nausithous* auf Lechheiden. - Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben 99 (2): 37-45.
- GEISSLER, S. & SETTELE, J. (1990): Zur Ökologie und zum Ausbreitungsverhalten von *Maculinea nausithous*, BERGSTRÄSSER 1779 (Lepidoptera, Lycaenidae). - Verh. Westd. Entom. Tag (Düsseldorf 1990): 187-193.
- GEISSLER-STROBEL, S. (1999): Landschaftsplanungsorientierte Studien zu Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz der Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* und *Glaucopsyche (Maculinea) teleius*. - Neue Ent. Nachr. 44: 1-105.
- GEISSLER-STROBEL, S. (2000): Autökologische Untersuchungen zu *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* (BERGSTRÄSSER, (1779)) (Lep.: Lycaenidae) im Filderraum bei Stuttgart. - UFZ-Bericht 1/2000: 1-72.
- GEISSLER-STROBEL, S.; KAULE, G. & SETTELE, J. (2000): Gefährdet Biotopverbund Tierarten? Langzeitstudie zu einer Metapopulation des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings und Diskussion genereller Aspekte. - Naturschutz und Landschaftsplanung 32: 293-299.
- HAUSER, E. (1996): Rote Liste der Groß-Schmetterlinge Oberösterreichs (Stand 1995). - Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 4: 53-66.
- HELSDINGEN, VAN P. J.; WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (1996): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 79. XII+217 S.
- HIGGINS, L. G. & RILEY, N. D. (1978): Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. Ein Taschenbuch für Biologen und Naturfreunde. - Parey, Hamburg. 377 S.

- HOFER, H. (1998): Untersuchungen zur Biologie, zu Verbreitung und Schutz der Ameisenbläulinge *Maculinea teleius* BERGSTRÄSSER 1779 und *M. nausithous* BERGSTRÄSSER 1779 auf Streuwiesen an der Lafnitz bei Unterrohr i. d. Stmk. - Diplomarbeit am Institut für Zoologie der Universität Graz. - Hart bei Graz, 109 S. Unveröffentlicht.
- HÖTTINGER, H. (1998): Die Bedeutung unterschiedlicher Grünland-Lebensräume für die Tagschmetterlingsfauna (Lepidoptera: Rhopalocera & HesperIIDae) im mittleren Burgenland (Bezirk Oberpullendorf) - ein regionaler Beitrag zu einem Artenhilfsprogramm für eine stark gefährdete Tiergruppe. Dissertation am Institut für Zoologie der Universität für Bodenkultur Wien, unveröffentlicht. 160 S.
- HÖTTINGER, H. (1999): Kartierung der Tagschmetterlinge der Stadt Wien und Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm (Lepidoptera: Rhopalocera und HesperIIDae). - Magistratsabteilung MA 22 (Umweltschutz), Wien. - Beiträge zum Umweltschutz 63/00. 135 S.
- HÖTTINGER, H. (2002): Checkliste und Rote Liste der Tagschmetterlinge der Stadt Wien, Österreich (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). - Beiträge zur Entomofaunistik 3: 103-123.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (1999): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera & HesperIIDae). 1. Fassung 1999. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten. 128 S.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (2003): Rote Liste der Tagschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Im Druck.
- HUEMER, P. (2001): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs. Dornbirn, Vorarlberger Naturschau. 112 S und CD-ROM.
- HUEMER, P. & TARMANN, G. (1993): Die Schmetterlinge Österreichs (Lepidoptera). Systematisches Verzeichnis mit Verbreitungsangaben für die einzelnen Bundesländer. Selbstverlag des Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum, Innsbruck, Beilagenband 5 zu den Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum. 224 S.
- HUEMER, P.; REICHL, E. R. & WIESER, C. (1994; Red.): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Österreichs (Macrolepidoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 2, Styria, Graz: 215-264.
- KOSCHUH, A. (1998): Kartierung ausgewählter, von der EU geschützter Tagfalter (*Parnassius mnemosyne*, *Lycaena dispar*, *Maculinea teleius*, *Maculinea nausithous*) im Grazer Stadtgebiet. - Vertiefungsprojekt im Rahmen der Studienrichtung Landschaftsplanung an der Universität für Bodenkultur Wien. - Wien. 79 S. + 20 S. Anhang. Unveröffentlicht.
- KOSCHUH, A. (2001): Kartierung der Wiesenknopf-Ameisenbläulinge *Maculinea nausithous* BERGSTRÄSSER (1779) und *M. teleius* BERGSTRÄSSER (1779) im Stadtgebiet von Graz. - Diplomarbeit, Institut für Zoologie der Universität für Bodenkultur. 186 S + 9 S. Anhang. Unveröffentlicht.
- KRAUS, E.; KUTZENBERGER, H.; DRUMEL, B.; GERSTL, N. & KRAUS, R. (1994): Vorschläge für Artenschutzprogramme von nationaler und internationaler Bedeutung. - Reports Nr. 93 des Umweltbundesamtes. - Wien. 101 S.
- KUDRNA, O. (2002): The distribution atlas of European butterflies. - Oedippus 20: 1-342.
- KUSDAS, K. & REICHL, E. R. (1973; Hrsg.): Die Schmetterlinge Oberösterreichs. Teil 1: Allgemeines, Tagfalter. Linz. 266 S.
- LANGE, A. C.; BROCKMANN, E. & WIEDEN, M. (2000): Ergänzende Mitteilungen zu Schutz- und Biotoppflegemaßnahmen für die Ameisenbläulinge *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius*. - Natur und Landschaft 75: 339-343.
- MALICKY, H. (1968): Freilanduntersuchungen über eine ökologische Isolation zwischen *Maculinea teleius* BGSTR. und *Maculinea nausithous* BGSTR. (Lepidoptera, Lycaenidae). - Wiss. Arbeiten Bgld. 40: 65-68.

- MERKEL-WALLNER, G. (1996): Zu Vorkommen und Lebensraumsansprüchen von *Maculinea nausithous* im östlichen Landkreis Cham. - Acta Albertina Ratisbonensia 50: 75-88.
- MUNGUIRA, M. & MARTIN, J. (1998): Action Plan for the *Maculinea* Butterflies in Europe. Council of Europe, Straßburg. 96 S.
- PRETSCHER, P. (2001): Verbreitung und Art-Steckbriefe der Wiesenknopf-Ameisenbläulinge (*Maculinea (Glaucopsyche) nausithous* und *teleius* Bergsträsser, 1779) in Deutschland. - Natur und Landschaft 76: 288-294.
- RAKOSY, L. (2001): Verbreitung und Schutz des Großen und des Schwarzbraunen Moorbläulings (*Maculinea teleius* und *Maculinea nausithous*) in Kärnten. - Kärntner Naturschutzberichte 6: 95-102.
- SAVAS, V. (2000): Biotopkartierung von Feuchtwiesen an der Lafnitz bei Neudau und Wörth unter besonderer Berücksichtigung der Nahrungspflanzen und der Abundanz der gefährdeten Schmetterlingsarten *Euphydryas aurinia*, *Lycaena dispar* und den beiden heimischen Ameisenbläulingen *Maculinea teleius* und *Maculinea nausithous*. - Diplomarbeit, Institut für Zoologie der Universität Graz. 112 S + 1 Karte. Unveröffentlicht.
- SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz) (1987): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. - Fotorotar AG, Basel. 11 + 516 S. (inkl. 25 Farbtafeln).
- SETTELE, J. (1998): Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis. Möglichkeiten des Modelleinsatzes und der Ergebnismsetzung im Landschaftsmaßstab am Beispiel von Tagfaltern. - B. G Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart. 130 S.
- SETTELE, J. & GEISLER, S. (1988): Schutz des vom Aussterben bedrohten Blauschwarzen Moorbläulings durch Brachenerhalt, Grabenpflege und Biotopverbund im Filderraum. - Natur und Landschaft 63: 467-470.
- SETTELE, J.; HENLE, K. & BENDER, C. (1996): Metapopulation und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Tagfaltern und Reptilien. - Z. Ökologie u. Naturschutz 5: 187-206.
- SETTELE, J.; FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (1999): Die Tagfalter Deutschlands - Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. - Ulmer, Stuttgart. 452 S.
- SONNENBURG, F. & KORDGES, T. (1997): Zur Verbreitung und Gefährdungssituation von *Maculinea nausithous* BERGSTRÄSSER, 1779 und *Maculinea teleius* BERGSTRÄSSER, 1779 in Nordrhein-Westfalen (Lepidoptera: Lycaenidae). - Decheniana 150: 293-307.
- STANKIEWICZ, A. & SIELEZNIEW, M. (2002): Host specificity of *Maculinea teleius* Bgstr. and *M. nausithous* Bgstr. (Lepidoptera: Lycaenidae): the new insight. - Ann. Zool. (Warszawa) 52: 403-408.
- STETTNER, C.; BINZEHÖFER, B. & HARTMANN, P. (2001): Habitatmanagement und Schutzmaßnahmen für die Ameisenbläulinge *Glaucopsyche teleius* und *Glaucopsyche nausithous*. Teil 1: Populationsdynamik, Ausbreitungsverhalten und Biotopverbund. - Natur und Landschaft 76: 278-287.
- STETTNER, C.; BINZEHÖFER, B.; GROS, P. & HARTMANN, P. (2001a): Habitatmanagement und Schutzmaßnahmen für die Ameisenbläulinge *Glaucopsyche teleius* und *Glaucopsyche nausithous*. Teil 2: Habitatansprüche, Gefährdung und Pflege. - Natur und Landschaft 76: 366-375.
- SWAAY, VAN C. A. M. & WARREN, M. S. (1999): Red Data book of European butterflies (Rhopalocera). Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 99. 260 S.
- SWAAY VAN C. A. M. (2003): The Netherlands. - In: SWAAY VAN, C. A. M. & WARREN, M. S. (Hrsg.): Prime Butterfly Areas in Europe: Priority sites for conservation. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, The Netherlands: 385-391.
- THOMAS, J. A. (1984): The behaviour and habitat requirements of *Maculinea nausithous* (the Dusky Large Blue Butterfly) and *M. teleius* (the Scarce Large Blue) in France. - Biol. Cons. 28: 325-347.

- THOMAS, J. A. (1995): The ecology and conservation of *Maculinea arion* and other European species of large blue butterfly. - In: PULLIN A. S.: Ecology and conservation of butterflies, Chapman and Hall, London: 180-197.
- WEIDEMANN, H. J. (1995): Tagfalter: beobachten, bestimmen. - Naturbuch-Verlag, Augsburg. 659 S.
- WEIDLICH, M. & KRETSCHMER, H. (1995): Die gegenwärtige Verbreitung des Schwarzblauen Ameisenbläulings (*Maculinea nausithous* (BERGSTRÄSSER 1779)) in Brandenburg. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4/1995: 36-41.
- WIESER, C. & HUEMER, P. (1999): Rote Listen der Schmetterlinge Kärntens. In: HOLZINGER, W. E.; MILDNER, P.; ROTTENBURG, T. & WIESER, C. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15: 133-200.
- WYNHOFF, I. (1998): Lessons from the reintroduction of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in the Netherlands. - J. Ins. Conserv. 2: 47-57.
- WYNHOFF, I. (2001): At home at foreign meadows: the reintroduction of two *Maculinea* butterflies. - Doctoral Thesis, Universität Wageningen. 236 S.

Wichtige österreichische Datenquellen

ZOBODAT, Linz

Datenbank des Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum, Innsbruck

Datenbank von Josef Pennerstorfer & Helmut Höttinger, Wien

Sammlungen am Naturhistorischen Museum Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für beide Arten

A. Koschuh (Steiermark), P. Gros (Salzburg), L. Rakosy (Kärnten), J. A. Thomas (Großbritannien), J. Settele (Deutschland), K. Fiedler (Deutschland), I. Wynhoff (Niederlande), M. L. Munguira (Spanien).

57.2 Indikatoren und Schwellenwerte**57.2.1 Indikatoren für die Population**

Habitatindikatoren	A	B	C
Größe besiedelter und unter den derzeitigen Nutzungsbedingungen besiedelbarer Habitate	> 20 ha	0,2 - 20 ha	< 0,2 ha
Verbreitung und Häufigkeit von Großem Wiesenknopf in für die Eiablage günstiger Struktur	Weit verbreitet und zahlreich, auf größeren Teilflächen „aspektbestimmend“	Nur stellenweise und auf kleiner Fläche etwas häufiger, sonst nur vereinzelt	Selten, nur eingestreut und relativ wenige Einzelexemplare
Entfernung zur nächsten (größeren) Population	< 1 km	1 - 5 km	> 5 km
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße (Imagines / 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 50 Individuen	20 - 50 Individuen	< 20 Individuen

57.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

57.3 Bewertungsanleitung**57.3.1 Bewertungsanleitung für die Population****Bewertung der Habitatindikatoren:**

3A=A

2A+B=A

2A+C=B

3B=B

A+B+C=B

2B+A=B

2B+C=B

3C=C

2C+A=C

2C+B=C

Bewertung für den gesamten Erhaltungszustand:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

57.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

58 1065 EUPHYDRYAS AURINIA (ROTTEMBURG, 1775)

58.1 Schutzobjektsteckbrief

58.1.1 Schutzobjekt

Deutsche Namen: Goldener Scheckenfalter; Skabiosen-Scheckenfalter, Abbiß-Scheckenfalter. Die beiden letztgenannten Namen sollten jedoch nicht mehr verwendet werden.

Synonyme: *Eurodryas aurinia*, *Hypodryas aurinia*.

58.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Lepidoptera, Nymphalidae.

Merkmale: Typische braun-rötliche Zeichnung der „Scheckenfalter“. Hinterflügeloberseite mit einer breiten, braunroten Postdikalbinde und jeweils einem schwarzen Punkt zwischen den Flügeladern. Unterseite hell rotbraun, wenig kontrastreich und wie „abgeflogen“ wirkend. Eine sichere Determination muss auf Grund hoher Variationsbreite (unterschiedliche Semispecies) und einer Reihe ähnlicher Arten einem Spezialisten vorbehalten bleiben.

Unterarten: Der Goldene Scheckenfalter ist eine sehr variable Art, von der mehr als 30 Unterarten beschrieben wurden. *E. aurinia* kommt in Österreich in drei Unterarten bzw. Semispezies („Halbarten“) vor.

Euphydryas aurinia aurinia: von dieser Semispecies, welche die niedrigen Lagen besiedelt, sind in Österreich nur mehr ca. 25 aktuelle Populationen bekannt (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2003).

Euphydryas aurinia valentini: diese Semispecies (taxonomische Stellung allerdings noch unklar), welche in Österreich nur in wenigen Populationen in der Umgebung von Bad Mitterndorf (Steiermark) vorkommt, ist sicherlich die gefährdetste und daher schutzbedürftigste. Sie gilt als entwicklungsgeschichtliches Bindeglied zwischen *aurinia* und *glaciegenita*. Bei Untersuchungen zur Verwandtschaft von *aurinia*/*glaciegenita* muss sie unbedingt in die Untersuchungen mit einbezogen werden (HORVATH, 1999; HABELER, schriftl. Mitt.)

Euphydryas aurinia glaciegenita ist nach KUDRNA (2000) der derzeit gültige Name für den früher und auch heute noch vielfach verwendeten Namen *E. aurinia debilis*. Diese Semispecies wird heute allgemein als Höhenform von *Euphydryas aurinia* angesehen. Einige Autoren (z. B. REICHL, 1992; KUDRNA, 2002) führen sie als eigene Art (*Euphydryas glaciegenita* Verity, 1928).

58.1.3 Biologie

Die Flugzeit in Österreich reicht je nach Höhenlage (Semispecies) und Witterung von Ende April bis Anfang September, wobei die Semispecies *aurinia* eher früher (Ende April bis Mitte Juli) und die Semispecies *glaciegenita* später fliegt (Mitte Mai bis Anfang September).

Die Raupen leben in feuchten Habitaten hauptsächlich an Teufelsabbiß (*Succisia pratensis*), in trockenen Habitaten meist an Tauben-Skabiose (*Scabiosa columbaria*) (KUSDAS & REICHL, 1973; FRANZ, 1985; SBN, 1987; EBERT & RENNWALD, 1991; WEIDEMANN, 1995; ANTHES et al., 2003). In Oberösterreich gibt es auch Raupenfunde an *Knautia* sp. (KUSDAS & REICHL, 1973). Aus Salzburg wird *Gentiana asclepiadea*, *Gentiana dusiii* und *Valeriana dioica* angegeben (LAFRANCHIS, 2000). In der Steiermark und im Burgenland wurden Raupenpispinse an *Succisia pratensis* gefunden, in der Steiermark zusätzlich auch an *Gentiana*

asclepiadea (KOSCHUH, mündl. Mitt). Im Bayerischen Allgäu werden als Raupennahrungspflanzen hauptsächlich *Succisia pratensis* und *Gentiana asclepiadea* angegeben, aber auch *Gentiana pneumonanthe*, *Menyanthes trifoliata* und *Valeriana dioica* (ANTHES et al., 2003, 2003a).

In der Literatur (vgl. HIGGINS, 1950; GERBER, 1972; MAZEL, 1982; WARREN, 1986, 1993, 1994; SBN, 1987; HEATH, 1990; WARREN et al., 1994; JUTZELER, 1994; PALMER, 1995; HELSDINGEN et al., 1996; FISCHER, 1997; SWAAY & WARREN, 1999; FARTMANN et al., 2001; LAFRANCHIS, 2000; PRETSCHER, 2000a; ANTHES et al., 2003) werden für diese beiden Semispecies auch eine Reihe weiterer Raupennahrungspflanzen genannt, für *E. aurinia aurinia* z. B. *Knautia arvensis*, *Gentiana cruciata*, *G. lutea*, *Lonicera periclymenum*, *Plantago sp.*, *Centaurea scabiosa*, *Dipsacus fullonum* und für *E. aurinia glaciegenita* z. B. *Gentiana cruciata*, *G. verna*, *G. acaulis*, *G. clusii*, *G. alpina*, *G. kochiana* und *Succisia pratensis*. Andere Unterarten (in anderen Ländern) nutzen auch noch weitere Nahrungspflanzen (vgl. die Zusammenstellung bei ANTHES et al., 2003).

Während also für *E. aurinia* über das gesamte Areal ein weites Spektrum von Raupennahrungspflanzen aus (vor allem) drei Pflanzenfamilien (Dipsacaceae, Gentianaceae, Caprifoliaceae) bekannt ist, werden davon regional meist nur ein bis drei Arten genutzt (ANTHES et al., 2003).

Die Eier werden in mehreren Teilgelegen (wobei das erste in der Regel das größte ist) in Klumpen (70 bis 390 Eier) an der Unterseite der Nahrungspflanzen abgelegt (WARREN et al., 1994; BARNETT & WARREN, 1995; ASHER et al., 2001; ANTHES et al. 2003, 2003a). Nach LEWIS & HURFORD (1997) legen die Weibchen ein bis zwei Eigelege mit je 45 bis 600 Eiern. Eine besondere Rolle spielen dabei lückige, niedrigwüchsige und voll besonnte Vegetationsbestände, in denen vor allem große Pflanzen mit gut zugänglichen Grundblättern belegt werden (vgl. WARREN, 1993, 1993a; BARNETT & WARREN, 1995; FISCHER, 1997; ANTHES et al., 2001, 2003, 2003a). Hohe Dichten der Raupennahrungspflanzen (6 bis 7 pro Quadratmeter) werden dabei als optimal angesehen (TILLEY, 1995). Die Eiablage erfolgt dabei in feuchten Habitaten in erster Linie in jungen Streuwiesenbrachen oder an den Rändern gemähter (Streu-) Wiesen (ANTHES et al. 2003a). Durch diese speziellen Ansprüche an das Larvalhabitat (vgl. ANTHES et al., 2003) wird sowohl die große Anfälligkeit der Art gegenüber Düngung als auch Verbrachung nachvollziehbar (FISCHER, 1997).

Die ersten vier Raupenstadien leben in einem gemeinschaftlichen Gespinst. Sie überwintern im 3. oder 4. Stadium in einem eigens angefertigten Überwinterungsgespinst in der Bodenvegetation (SBN, 1987; WARREN et al., 1994; BARNETT & WARREN, 1995; ANTHES et al., 2003a). In großen Höhen überwintern die Raupen von *E. aurinia glaciegenita* oft zweimal (GERBER, 1972; SBN, 1987; JUTZELER, 1994). Die dunkel gefärbten Raupen sonnen sich im Frühjahr in Haufen an exponierten Stellen, was ihnen auf Grund der höheren Wärmeabsorptionsrate eine schnellere Entwicklung ermöglicht (PORTER, 1982, 1989). Im Frühjahr (nach der fünften und sechsten Häutung) leben sie zunehmend einzeln (WARREN, 1993).

Die Verpuppung erfolgt als Stürzpuppe in der dichten Bodenvegetation, zwischen Blättern oder an Pflanzenstängeln (HELSDINGEN et al., 1996). Die Männchen schlüpfen vor den Weibchen (BARNETT & WARREN, 1995).

58.1.4 Autökologie

E. aurinia besiedelt (meist sehr lokal) in zwei Ökotypen mageres Grünland sowohl in feuchtkühlen, als auch trocken-warmen Lebensräumen (EBERT & RENNWALD, 1991; WEIDEMANN, 1995). Die Populationen in Österreich besiedeln einerseits feuchte Habitatkomplexe, z. B. Feucht- und Sumpfwiesen, Streuwiesen (Pfeifengraswiesen) (6410), Nieder- und Zwischenmoore, Groß- und Kleinseggenrieder und Hangquellmoore, andererseits xerotherme Hänge (Halbtrockenrasen, Kalkmagerrasen) bzw. trockene Bergwiesen (Mesobrometen,

Borstgrasrasen, Goldhaferwiesen) bis in den hochmontanen Bereich (vgl. KUSDAS & REICHL, 1973; AISTLEITNER, 1999).

Als Schwerpunkt-Lebensraum der Unterart *aurinia* können teilverbrachte Feuchtwiesen mit vitalen Beständen von Teufelsabbiß gelten, wobei eingestreuten Hochstauden (Sitzwarten) und blütenreiche benachbarte Säume wichtige Habitatrequisiten sind (PRETSCHER, 2000a).

E. aurinia erreicht, obwohl vorwiegend an Tallagen gebunden, mitunter beträchtliche Höhen (bis 1.500 m) (vgl. GERBER, 1972; KUSDAS & REICHL, 1973; FRANZ, 1985; SBN, 1987; AISTLEITNER, 1999).

E. aurinia glaciegenita (früher als *E. aurinia debilis* bzw. als Form derselben bezeichnet) tritt in den Alpen (subalpine und alpine Vegetationsstufe) auf kurzrasigen, blütenreichen Alpenmatten in Höhenlagen von ca. (1.400)1.600 m bis 2.700 m auf (GERBER, 1972; SBN, 1987; AISTLEITNER, 1999) und wird von einigen Autoren (z. B. KUDRNA, 1986, 2002) als eigene Art angesehen (welche dann als *E. glaciegenita* bezeichnet wird).

Wie oben dargelegt, bestehen also regionale Unterschiede in den besiedelten Habitaten, insbesondere in unterschiedlichen Höhenlagen.

Die beiden „ökologischen Rassen“ (Ökotypen) dürften ihre Entstehung einer anthropogen bedingten Verdrängung auf Grenzertragsstandorte verdanken, wobei die Art vor der umfassenden Nutzungsintensivierung vermutlich das gesamte Grünlandspektrum besiedelt hat (EBERT & RENNWALD, 1991; FISCHER, 1997).

Von den Lebensräumen des Anhang I der FFH-Richtlinie werden vor allem folgende besiedelt: Alpine und boreale Heiden (4060); Boreo-alpines Grasland auf Silikatsubstrat (6150); Alpine und subalpine Kalkrasen (6170); Montane Borstgrasrasen auf Silikatböden (6230); Pfeifengraswiesen (6410); Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe (6430); Magere Flachland-Mähwiesen (6510); Berg-Mähwiesen (6520); Kalkreiche Sümpfe (7210); Kalkreiche Niedermoore (7230).

Die Habitate sind meist folgenden Vegetationstypen zuzuordnen: *Molinion*, *Calthion*, *Caricion davalliana*, *Caricion fuscae*, *Nardion*, *Mesobromion*, *Arrhenatherion* (PRETSCHER, 2000a). In vielen Fällen bestehen die besiedelten Habitate aus einem kleinflächigen Mosaik mehrerer dieser Vegetationstypen.

Die Imagines besuchen eine Vielzahl unterschiedlicher Blüten, welche in erster Linie nach deren Häufigkeit genutzt werden (vgl. z. B. EBERT & RENNWALD, 1991; HELSDINGEN et al., 1996; FISCHER, 1997; WEIDEMANN, 1995; MUNGUIRA et al., 1997; PRETSCHER, 2000a; ANTHES et al. 2003a). Das Nektarpflanzenangebot wird jedoch nicht als limitierender Faktor angesehen (HELSDINGEN et al., 1996; ANTHES et al. 2003a).

Die Männchen verfolgen bei der Partnersuche sowohl die Strategie der Suchflüge („patrolling“), als auch das „perching“ von Ansitzwarten aus (WAHLBERG, 2000).

Die maximale Lebensdauer der Imagines ist recht kurz, nämlich nur 9 bis 19 Tage (FISCHER, 1997 WAHLBERG et al., 2002, ANTHES et al., 2003), die „tatsächliche Verweildauer“ noch kürzer (nur 3 bis 9 Tage), wobei die Männchen in der Regel langlebiger sind (BARNETT & WARREN, 1995; MUNGUIRA et al., 1997; ANTHES et al., 2003).

Das Geschlechterverhältnis von Männchen zu Weibchen beträgt ca. 3:1 bis 1,2:1 (FISCHER, 1997; ANTHES et al., 2003).

58.1.5 Populationsökologie

E. aurinia tritt meist in mittleren bis geringen Dichten auf. Die von FISCHER (1997) untersuchte Population wies eine Abundanz von 32 Individuen/ha auf. In Großbritannien treten (geschätzte) Populationsgrößen von unter 10 Individuen auf einem ha bis zu 30.000 auf 40 ha auf. Die

höchste Dichte wurde auf einer Fläche von 4 ha mit 137 Individuen (gezählt innerhalb von 30 Minuten) erreicht (vgl. WARREN, 1994). Stellenweise können bis zu 500 Individuen auf 100 Quadratmetern gezählt werden (POPOV et al., 2003).

Nach BARNETT & WARREN (1995) umfassen kleine Populationen weniger als 100 Individuen, mittlere Populationen 100-1000 Individuen und große Populationen mehr als 1000 Individuen. Viele Kolonien sind sehr klein, da im Herbst weniger als 10 Überwinterungsgespinnste gefunden werden können (BENES et al., 2003; KOSCHUH, mündl. Mitt.).

E. aurinia wird als relativ standorttreu mit nur mittlerem Aktionsradius angesehen (vgl. WARREN, 1994; BARNETT & WARREN, 1995; FISCHER, 1997; MUNGUIRA et al., 1997; PRETSCHER, 2000a). In Finnland wurde eine maximal zurückgelegte Wanderdistanz von nur 1.300 m festgestellt (WAHLBERG et al., 2002), bei anderen Untersuchungen (z. B. FISCHER, 1997; MUNGUIRA et al., 1997) zum Teil noch wesentlich kürzere Distanzen. Jedoch sind auch Neukolonisierungen über Entfernungen von 5 bis 20 km bekannt (WARREN, 1994; BARNETT & WARREN, 1995). Wahrscheinlich wurde die Ausbreitungsfähigkeit dieser Art bisher unterschätzt, vor allem in Jahren mit hoher Individuenabundanz (PARKISON-CURTIS, 1932; WARREN, 1994; BARNETT & WARREN, 1995).

Die Art lebt in Metapopulationen, wobei lokale, individuenarme Populationen oft aussterben, aber auch Neubesiedelungen vorkommen. Dabei spielen große besiedelte Habitate mit hoher Individuendichte eine zentrale Rolle, da nur diese langfristig überlebensfähig sind und von ihnen eine Neubesiedlung von Habitaten in der Umgebung stattfinden kann (WARREN, 1994; BARNETT & WARREN, 1995; LEWIS & HURFORD, 1997; JOYCE & PULLIN, 2003). Wenn die Habitatflecken zu klein sind (oder auf Grund von weiterer Lebensraumzerstörung zu klein werden) ist die Gefahr des lokalen Aussterbens von Teilpopulationen besonders hoch. In Großbritannien leben die meisten Populationen in kleinflächigen Habitaten von unter 2 ha Größe, nur wenige in Habitaten größer 10 ha (WARREN, 1994; BARNETT & WARREN, 1995).

Die Art weist große Populationsschwankungen auf, welche in erster Linie durch Parasiten (parasitische Hymenopteren), aber auch durch die Witterung und eventuell auch die Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen gesteuert wird (vgl. FORD & FORD, 1930; LUCKENS, 1978; BARNETT & WARREN, 1995; MUNGUIRA et al., 1997; FISCHER, 1997; JOYCE & PULLIN, 2003). Diese Populationsschwankungen können insbesondere in kleinflächigen Habitaten oder bei geringer Habitatqualität rasch zum lokalen Aussterben führen (BARNETT & WARREN, 1995).

58.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Der Goldene Scheckenfalter ist von Nordwestafrika durch ganz Europa (inkl. Großbritannien und Irland) nordwärts bis Finnland und Nordrussland verbreitet, des Weiteren von Klein-, Mittel- und Nordasien bis Korea und Nordchina (FRANZ, 1985).

Europa: *E. aurinia* kommt in Europa nach SWAAY & WARREN (1999) in 38 Ländern vor, ist in den Niederlanden aber bereits ausgestorben (vgl. dazu die Verbreitungskarte bei HELSDINGEN et al. (1996) und die beiden Verbreitungskarten (für *aurinia* bzw. *glaciegenita*) bei KUDRNA (2002)). Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt dabei in Südwest-, West- und Nordeuropa. Die Art wurde in allen 15 EU-Mitgliedsstaaten nachgewiesen (SWAAY & WARREN, 1999, 2003).

Der Rückgang in Europa während der letzten 25 Jahre beträgt 20 - 50 % und ist in nahezu allen Ländern (zum Teil in dramatischer Hinsicht) zu beobachten (HELSDINGEN et al., 1996; SWAAY & WARREN, 1999). Am günstigsten steht es dabei anscheinend noch um die Populationen in Spanien und Frankreich, die jedoch zum Teil anderen Unterarten angehören.

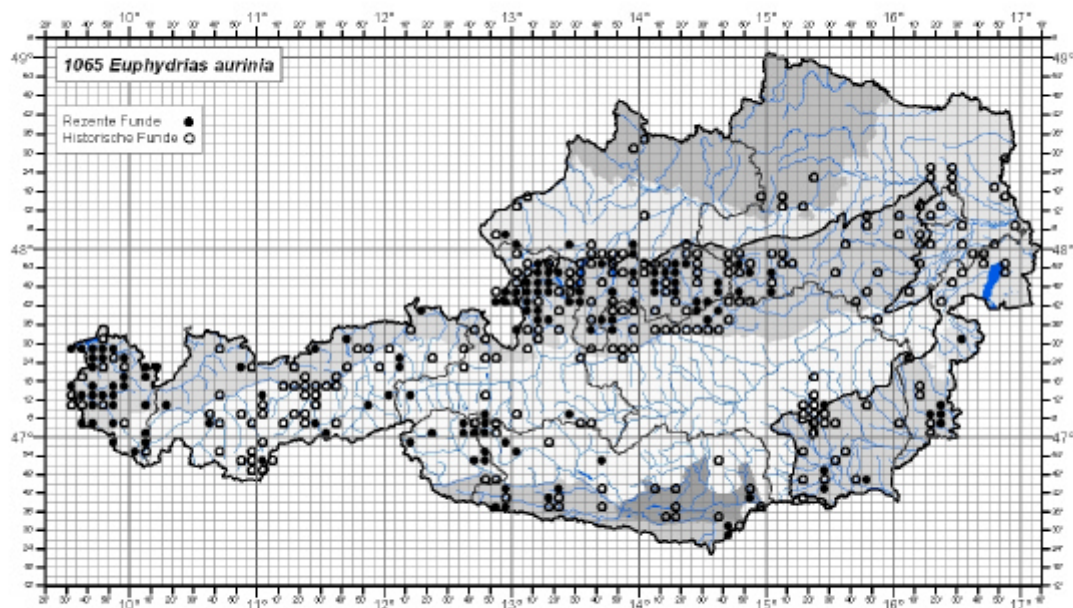
Österreich: *E. aurinia* wurde 1775 von Denis & Schiffermüller aus der Umgebung von Wien beschrieben und ist in Österreich nach HUEMER & TARMANN (1993) in allen Bundesländern und damit in beiden biogeographischen Regionen (kontinental, alpin) nachgewiesen.

Obwohl es von der Höhenform *E. aurinia glaciegenita* in Österreich nur sehr wenige aktuelle Nachweise gibt (Kartierungsdefizit!), ist sie nur in geringerem Maß von Veränderungen ihrer Lebensräume betroffen und kommt in den Alpen noch lokal zahlreich vor.

In Österreich liegen die Schwerpunkte der aktuellen Verbreitung von *E. aurinia* (Funde ab inkl. 1980) in Vorarlberg, Teilen Salzburgs und Oberösterreichs und in vereinzelt Populationen im südlichen Burgenland, südwestlichen Niederösterreich, Tirol, Kärnten und der Steiermark.

Dabei ist der Bestandsrückgang und die aktuelle Bestandessituation in vielen Regionen besorgniserregend. Insbesondere die Tieflandpopulationen (*Semispecies aurinia*) sind nahezu flächendeckend verschwunden (für Niederösterreich vgl. HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 1999).

Während für Österreich vor 1980 noch aus 303 5 x 3-Minuten-Quadranten Nachweise vorlagen, sind aktuell (ab 1980) nur mehr 136 besiedelt!



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

58.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Der Goldene Scheckenfalter ist in **Europa** als SPEC 3 (Arten, die sowohl in Europa als auch außerhalb davon vorkommen, jedoch in Europa gefährdet sind) und "vulnerable" eingestuft (SWAAY & WARREN, 1999) und ist in fast jedem Land (zum Teil dramatisch) im Rückgang begriffen (HELSDINGEN et al., 1996).

Die Art ist in der Roten Liste für **Österreich** nach HÖTTINGER & PENNERSTORFER (2003) als „near threatened“ (Gefährdung droht) eingestuft. Dabei beruht diese Einstufung aber durch

„Mittelung“ der Gefährdung der beiden Semispecies *aurinia* („endangered“; stark gefährdet) und *glaciegenita* („least concern“; nicht gefährdet).

E. aurinia ist in Wien bereits "ausgestorben", im Burgenland "vom Aussterben bedroht", in der Steiermark "stark gefährdet" und in Oberösterreich "gefährdet" (HUEMER et al., 1994; HAUSER, 1996; HÖTTINGER, 1998, 1999, 2002). In Kärnten ist die Semispecies *aurinia* "ausgestorben", die Semispecies *debilis* (= *glaciegenita*) nicht gefährdet (WIESER & HUEMER, 1999). In Vorarlberg ist die Semispecies *aurinia* „endangered“ (stark gefährdet), die Semispecies *glaciegenita* „least concern“ (nicht gefährdet) eingestuft (HUEMER, 2001). In Salzburg ist die Art nicht gefährdet (HUEMER et al., 1994; EMBACHER, 1996), allerdings wurden hier die beiden Semispecies nicht gesondert eingestuft, die Semispecies *aurinia* ist zumindest als „stark gefährdet“ anzusehen.

Schutzstatus: Die Art ist in Anhang II der FFH-Richtlinie und in Anhang II der Berner Konvention verzeichnet sowie durch die Naturschutzgesetze/Artenschutzverordnungen der einzelnen Bundesländer (mit Vorkommen) geschützt.

Gefährdungsursachen: Die Beschränkung der Art auf historisch genutzte extensive Grünlandlebensräume wurde ihr im Zuge einer fast flächendeckenden landwirtschaftlichen Nutzungsintensivierung zum Verhängnis (FISCHER, 1997).

Als Gefährdungsfaktoren können gelten (vgl. BARNETT & WARREN, 1995; HELSDINGEN et al., 1996; SWAAY & WARREN, 1999; PRETSCHER, 2000a; eigene Beob.): Zerstörung der Lebensräume, insbesondere von Feuchtgebieten (Umbruch, Entwässerung, Aufforstung, Überschüttung, Verbauung, Ausweitung von Materialabbau), Düngereintrag, ungünstige Bewirtschaftung (Intensität, Termine), Intensivierung der Grünlandnutzung (Düngung, zu häufige Mahd bzw. Überbeweidung), zu starke Verbrachung und Verbuschung der Habitate nach Aufgabe der Bewirtschaftung.

All diese Faktoren haben zu einer zunehmenden Fragmentierung und Verinselung der besiedelten (und potenziell besiedelbaren) Habitate und damit zu einer erhöhten Aussterbewahrscheinlichkeit von Populationen geführt. Die Isolation von Populationen ist bei *E. aurinia* der Hauptgrund für deren Aussterben (JOYCE & PULLIN, 2003; ANTHES et al., 2003)!

Zu frühe Mahd (im Mai) vernichtet Raupen und Puppen, Spätsommermahd zerstört die Gespinste der Jungraupen. Vollständige und zu tief angesetzte Mahd kann die Art vermutlich ernsthaft schädigen (QUINGER et al., 1994).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Bis zum Vorliegen weiterer Untersuchungen zur Klärung des taxonomischen Status der derzeit als Semispecies betrachteten Taxa ist es sinnvoll, diese als eigenständig zu betrachten, welche somit auch unterschiedlicher Schutzmaßnahmen bedürfen (WARREN et al., 1994).

Für *E. aurinia aurinia* wurde (zu Recht) die Erstellung eines Artenschutzprogrammes von nationaler Bedeutung empfohlen (KRAUS et al., 1994). Folgende Empfehlungen beziehen sich auf diese Semispecies. Für sämtliche individuenreichen Vorkommen sind Schutzmaßnahmen zu ergreifen, unabhängig davon, ob diese Populationen in nominieren Natura-2000-Gebieten auftreten oder nicht. Dazu wäre eine vorausgehende Spezialkartierung notwendig. Verstärkte Bemühungen zur Erhaltung von Niedermooren und extensiv genutzten Feuchtwiesen. Verstärkung des Schutzes der Randbereiche von Hoch- und Niedermooren, zum Teil müssen bestehende Schutzgebiete erweitert werden (KRAUS et al., 1994). Erhaltung bzw. Schaffung eines kleinräumigen, extensiv genutzten Habitatmosaiks und von Pufferzonen sowie Ausarbeitung von Pflegerichtlinien für besiedelte Habitate. Günstig erscheint ein Pflege-Rotationssystem, bei der jährlich nur ein Teil (z. B. die Hälfte) der Flächen gepflegt (gemäht) wird. In Teilbereichen erscheint es sinnvoll, auch nur alle 2 bis 3 Jahre zu mähen. Pufferstreifen und von der Mahd nur unregelmäßig erfasste Bereiche erhöhen dabei die Habitatheterogenität (vgl. WARREN,

1994; BARNETT & WARREN, 1995; QUINGER et al., 1995; ANTHES et al., 2001, 2003, 2003a; BENES et al., 2003).

Das Management besiedelte Habitats wird zusätzlich dadurch erschwert, dass die Falter sehr hohe Ansprüche sowohl an die Struktur der Raupennahrungspflanzen selbst, als auch der sie umgebenden Vegetation stellen. Es wird daher als essenziell erachtet, die Ansprüche der Larvalstadien wesentlich stärker als bisher in die Schutzbemühungen zu integrieren (ANTHES et al., 2003, 2003a).

In den Vorkommensgebieten müssen verstärkt Mittel zur Landschaftspflege aufgebracht werden (Landschaftspflegefonds der Bundesländer, ÖPUL), wobei höhere Prämien für eine Mahd im Spätsommer/Herbst wünschenswert sind (FISCHER, 1997). Als Grundvoraussetzung dafür ist die Öffentlichkeitsarbeit über die starke Gefährdung von *E. aurinia* (insbesondere der Tieflandpopulationen) zu verstärken.

Für die Besiedelung von Habitats durch *E. aurinia* sind insbesondere deren Größe und die Dichte der Raupennahrungspflanzen von entscheidender Bedeutung (WAHLBERG et al., 2002a). Für das langfristige Überleben individuenreicher Metapopulationen sollten daher großflächige Gebiete mit einem Netzwerk von besiedelten und potenziell besiedelbaren Habitatflächen (in einer Entfernung von maximal 5 bis 10 Kilometern, besser jedoch 500 m bis 1 km), welche ein weites Spektrum abdecken sollten (Habitatdiversität), gesichert bzw. wiederhergestellt und speziell nach den Ansprüchen von *E. aurinia* (und anderen hochgradig gefährdeten Zielarten des Naturschutzes) gepflegt werden. Dabei kommt der Erhaltung großer, individuenreicher „Kernpopulationen“ als Ausbreitungszentren zentrale Bedeutung zu. Für einen solchen Habitatverbund bieten sich regionale Schutzprogramme geradezu an (WARREN, 1994; BARNETT & WARREN, 1995; HELSDINGEN et al., 1996; LEWIS & HURFORD, 1997; ASHER et al., 2001; JOYCE & PULLIN, 2003; ANTHES et al., 2003, 2003a).

Innerhalb der Habitats bedarf es einer Steigerung der Lebensraumqualität durch: a) die spezifische Förderung der Raupennahrungspflanzen, b) die Schaffung günstiger Mikrostrukturen für die Larvalentwicklung und c) durch eine räumlich und zeitlich variable, partielle Brachephase (bis etwa 5 Jahre) einschließende Bewirtschaftung die Etablierung eines Habitatmosaiks, das den Ansprüchen sowohl der Imaginal- wie auch der Larvalstadien gerecht wird (ANTHES et al., 2003, 2003a).

Die Art reagiert empfindlich gegenüber Schafbeweidung, da Schafe selektiv die Raupennahrungspflanzen abgrasen (insbesondere *Succisia pratensis*). Dies kann bei Überbeweidung schnell zur Ausrottung ganzer Populationen führen (WARREN, 1994; BARNETT & WARREN, 1995; KUDRNA, 1998). Ansonsten ist, wie verschiedene Untersuchungen in Großbritannien belegt haben, extensive Beweidung (durch Rinder, Pferde oder Ponys) in der Regel günstig, da sich dort (und auf jungen Brachen) der Großteil der individuenreichsten Populationen befindet (LEWIS & HURFORD, 1987; WARREN, 1994; BARNETT & WARREN, 1995). In Großbritannien wird die extensive Mahd im Vergleich zur Beweidung als wesentlich ungünstiger angesehen (WARREN, 1994; HELSDINGEN et al., 1996). Diese Ergebnisse sind allerdings nicht ungeprüft auf österreichische Verhältnisse übertragbar, da hier ein Großteil der Populationen von *E. aurinia aurinia* in zumindest teilweise gemähten Habitats (insbesondere Streuwiesen) vorkommen. Jedenfalls herrscht zu dieser Thematik bei uns noch enormer Forschungsbedarf!

Kurzzeitige Beweidung ab Juli, welche jeweils nur einen Teilbereich des Raupenhabitats einbezieht, dürften keine langfristigen negativen Auswirkungen auf die Populationen zeigen (QUINGER et al., 1994). Generell sind jedoch lange Perioden mit extensiver Beweidung besser als kurze Perioden mit intensiver, wobei ein maximaler Besatz von 0,4 bis 0,7 GVE/ha angegeben wird (WARREN, 1994; BARNETT & WARREN, 1995). Allerdings liegen zum Zeitpunkt der Beweidung nur sehr wenige konkrete Angaben vor. Nach BENES et al. (2003) können Mähwiesen (Frühsommermahd) im Herbst extensiv nachbeweidet werden, um vermehrt „Störstellen“ zu schaffen. In Großbritannien wird auf älteren Brachen, die nicht durch Beweidung offen-

gehalten werden können, das Abbrennen von Teilflächen im zeitigen Frühjahr empfohlen, da auf Brandflächen zum Teil individuenreiche Populationen beobachtet wurden (LEWIS & HURFORD, 1997).

Für *Euphydryas aurinia valentini* werden bereits kleinflächige Pflegemaßnahmen (zeitige Frühjahrsmahd) in einem kleinen Teil des besiedelten Habitates durchgeführt (HORVATH, 1999; HABELER, mündl. Mitt.). Diese Förderungsmaßnahmen sind fortzuführen und auszuweiten und durch ein Monitoringprogramm zu begleiten.

Wie der Fortbestand zahlreicher künstlich (re)etablierter Populationen in Großbritannien zeigt, können auch Wiedereinbürgerungsmaßnahmen erfolgreich verlaufen; allerdings waren die meisten dieser Versuche auf Dauer gesehen erfolglos (BARNETT & WARREN, 1995; ASHER et al., 2001). In Österreich ist bis zum Vorliegen detaillierterer Erkenntnisse (vgl. Wissensdefizite) auf solche Maßnahmen zu verzichten.

58.1.8 Verantwortung

Auf Grund des kleinen Gesamt-Verbreitungsgebietes (vgl. KUDRNA, 2002) trägt Österreich eine hohe Verantwortung zum Schutz dieser Art (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2003).

58.1.9 Kartierung (in Anlehnung an FARTMANN et al., 2001):

Die Erhebung dieser Art kann sowohl durch Zählung der Imagines (Transektmethode), als auch (mit besseren Erfolgsaussichten) durch die Suche nach Raupengespinnten im August/September oder (weniger erfolgversprechend) Raupen im März/April erfolgen. Die Suche nach Raupengespinnten hat folgende Vorteile gegenüber der Erfassung von Imagines: der Kartierungszeitraum ist länger und witterungsunabhängig, die Populationsgrößen können besser geschätzt werden und die Larvalhabitate sind genauer abgrenzbar (BARNETT & WARREN, 1995; LEWIS & HURFORD, 1997).

In Großbritannien wurden gute Erfahrungen mit der (quantitativen) Erfassung der Raupengespinnte gemacht. LEWIS & HURFORD (1997) konnten bei 50% der untersuchten 28 Populationen nur 20 oder weniger Raupengespinnte zählen, 7 Populationen waren mittelgroß (21-50 Gespinnte), 4 groß (21-200 Gespinnte) und nur in drei Populationen wurden mehr als 200 Raupengespinnte gefunden. In Frankreich konnten in individuenreichen Populationen mehr als 250 Raupengespinnte auf 0,5 ha gefunden werden (DUPONT et al., 2003). LEWIS & HURFORD (1997) empfehlen, die Gespinnte mittels standardisierter Raupensuche in besiedelten Habitaten < 2 ha flächendeckend in 2 Meter breiten Schleifen zu kartieren. In größeren Gebieten müssen vorher durch eine grobe Suche die Bereiche mit den höchsten Konzentrationen von Raupengespinnten aufgefunden werden. Dort wird dann wie oben dargelegt kartiert.

PALMER (1995) hat die Zählung der Raupengespinnte in Großbritannien im August auf 15 m x 100 m durchgeführt, wobei 3 m breite Streifen abgegangen wurden. Dabei wurden 20 Raupennester gefunden. Zusätzlich erbrachte eine gezielte Suche außerhalb der Transektbereiche weitere 28 Nester. In individuenreichen Populationen konnten bis zu 250 Raupennester (bei einer Suchdauer von ca. 4 Stunden) gefunden werden (WARREN, 1993). ANTHES et al. (2003) konnten in 31 Populationen zwischen einem und 78 Raupengespinnte feststellen, wobei allerdings in 23 Gebieten jeweils weniger als 10 Gespinnte gefunden wurden, nur in 4 Gebieten wurden mehr als 30 Gespinnte gezählt.

In hoher Vegetation sind die Nester im Sommer nur schwer zu finden, im Frühjahr geben auch Fraßspuren und Raupenkot Hinweise auf das Vorkommen der Raupen (WAHLBERG et al., 2002a).

Als Ersterfassung müssen im Rahmen einer Übersichtskartierung alle potenziellen Habitate in einem Gebiet zweimal während der Hauptflugzeit auf Vorkommen von Imagines kontrolliert werden. Bei Nachfolgekartierungen sollte die Erhebung der Imagines mittels Transektmethode

an (mindestens) zwei Terminen (im Abstand von ca. einer Woche) zur Hauptflugzeit erfolgen. Die Termine könne je nach *Semispecies* und Höhenlage zwischen Mitte Mai und Mitte August liegen. Zudem schlüpft der überwiegende Teil der Imagines innerhalb von 3 bis 5 Tagen, weshalb das "Zeitfenster" für Kartierungen nur sehr kurz ist. Je nach Anzahl besiedelter Parzellen sind alle oder eine repräsentative Auswahl von Flächen zu untersuchen. Das Monitoring sollte insbesondere in großflächigen Gebieten mit individuenreichen Beständen durchgeführt werden. Die Transektzählungen sollten alle 3 Jahre wiederholt werden.

Die Habitaterfassung sollte zumindest eine verbale Beschreibung der besiedelten Habitate, eine grobe Abschätzung der Häufigkeit und Verteilung der (potenziellen) Raupennahrungspflanzen, eine Nutzungskartierung (Nutzungsart, Zeitpunkt, Frequenz), die Erfassung der Flächengrößen sowie der räumlichen Anordnung der besiedelten Habitate und von trennenden Elementen (z. B. Wälder) umfassen.

Ergänzende Raupensuche: Wesentliche Ziele der ergänzenden Raupensuche sind, ein schärferes Bild der wichtigsten Teillebensräume (Larvalhabitate), der Bestandssituation von Lokalpopulationen und der räumlichen Struktur von Metapopulationen zu gewinnen. Die Kartierung (Empfehlung: alle drei Jahre) der sehr auffälligen Jungraupengespinnste (im Zeitraum Ende Mai bis Ende August) ist wesentlich einfacher, als die der sehr kompakten Überwinterungsgespinnste, welche erheblich schwieriger zu finden sind (KOSCHUH, mündl. Mitt.).

In kleinen Gebieten (< 2 ha) sollte flächendeckend kartiert werden, in größeren Gebieten wird die zeitlich standardisierte, erfolgsorientierte Suche empfohlen. Dabei werden gezielt die am besten strukturierten Teilflächen mit dem größten Angebot an Raupennahrungspflanzen so abgesucht, dass möglichst viele Gespinste aufgefunden werden. Pro zusammenhängender Fläche wird eine Suchzeit von 60 min empfohlen. Bei der Kartierung von Raupengespinnsten müssen unbedingt auch Habitatparameter (insbesondere zur Vegetationsstruktur der Larvalhabitate) miterhoben werden, um in Zukunft konkretere Aussagen zum Schutz und insbesondere zur Pflege der (Larval-) Habitate machen zu können.

58.1.10 Wissenslücken

Weitere Kartierungen zur Erhebung der regionalen Verbreitung (insbesondere in den Natura-2000-Gebieten) in Österreich sind dringend notwendig! Erst dann können konkrete Vorranggebiete zum Schutz dieser Art (auch außerhalb von nominierten Natura-2000-Gebieten) besser eingegrenzt werden (vgl. BARNETT & WARREN, 1995).

Auch die Ökologie der einzelnen *Semispecies* muss noch genauer erforscht werden, insbesondere die vor und nach der Überwinterung genutzten Raupennahrungspflanzen und die Struktur der Eiablagehabitate.

Große Wissenslücken bestehen (nicht nur in Österreich) weiterhin zur Taxonomie und Systematik (inwieweit sind die derzeit als *Semispecies* geltenden Taxa eigenständige Arten?) sowie zur Biologie und Ökologie der einzelnen *Semispezies*. Auch das Wissen zur Populationsökologie, insbesondere zur Struktur und langfristigen Überlebenschance von Metapopulationen ist noch sehr dürftig.

Die Wissensdefizite im angewandten Artenschutz, insbesondere die Auswirkungen von Pflegemaßnahmen (z. B. Beweidung, Mahd) zur Förderung der Art in den besiedelten Habitaten betreffend, sind ebenfalls hoch.

Letztendlich wird es wohl unumgänglich sein, zumindest für die Tieflandpopulationen ein umfassendes österreichweites Einzelarten-Schutzprogramm (nach dem Vorbild von BARNETT & WARREN, 1995 für Großbritannien) zu erstellen!

58.1.11 Literatur und Quellen

- AISTLEITNER, E. (1999): Die Schmetterlinge Vorarlbergs, Band 1. Gebietsbeschreibung, Tagfalter, Spinner und Schwärmer (Lepidoptera, Diurna, Bombyces et Sphinges sensu classico). - Vorarlberger Naturschau 5: 7-390.
- ANTHES, N.; FARTMANN, T.; HERMANN, G.; KAULE, G. & MATTES, H. (2001): Egg deposition in *Euphydryas aurinia* Rott. - Posterpräsentation am Symposium „Natura 2000: Pan-European Management of Butterflies of the Habitats Directive (FFH)“ vom 17. - 19.10.2001 in Laufen/Salzach.
- ANTHES, N.; FARTMANN, T. & HERMANN, G. (2003): Wie lässt sich der Rückgang des Goldenen Scheckenfalters (*Euphydryas aurinia*) in Mitteleuropa stoppen? Erkenntnisse aus populationsökologischen Studien in voralpinen Niedermoorgebieten und der Arealentwicklung in Deutschland. - Naturschutz und Landschaftsplanung 35(9): 279-287.
- ANTHES, N.; FARTMANN, T.; HERMANN, G. & KAULE, G. (2003a): Combining larval habitat quality and metapopulation structure - the key for successful management of pre-alpine *Euphydryas aurinia* colonies. - J. Insect Conserv. 7: 175-185.
- ASHER, J.; WARREN, M.; FOX, R.; HARDING, P.; JEFFCOATE, G. & JEFFCOATE, S. (2001): The Millennium Atlas of Butterflies in Britain and Ireland. - Oxford University Press, Oxford. 433 S.
- BARNETT, L. K. & WARREN, M. S. (1995): Species Action Plan - Marsh Fritillary, *Eurodryas aurinia*. - Butterfly Conservation, Wareham, Dorset. 29 S.
- BENES, J.; KONVICKA, M.; DVORÁK, J.; FRIC, Z.; HAVELDA, Z.; PAVLICKO, A.; VRABEC, V. & WEIDENHOFFER, Z. (2002; Hrsg.): Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II / Butterflies of the Czech Republic: Distribution and conservation I, II. - SOM (Společnost pro ochranu motýlu), Prag, 857pp.
- DUPONT, P.; CARRIERES, E.; CLAUDE, A.; CHERRIER, G.; LACROIX, M.; PERRETTE, L.; RICHARD, P. & SARDET, E. (2003): France. In: SWAAY VAN, C. A. M. & WARREN, M. S. (Hrsg.): Prime Butterfly Areas in Europe: Priority sites for conservation. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, The Netherlands: 223-252.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1991; Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1 und 2: Tagfalter I und II. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 552 + 535 S.
- EMBACHER, G. (1996): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. 3., völlig neu bearbeitete Auflage. Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02 - Naturschutzfachdienst. Naturschutzbeiträge 7/96: 1-43.
- FARTMANN, T.; HAFNER, S. & HERMANN, G. (2001): Skabiosen-Scheckenfalter (*Euphydryas aurinia*). - In: FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 24. Bonn, Bundesamt für Naturschutz: 363-368.
- FISCHER, K. (1997): Zur Ökologie des Skabiosen-Scheckenfalters *Euphydryas aurinia* (ROTTEMBURG, 1775) (Lepidoptera: Nymphalidae). - Nachr. entomol. Ver. Apollo, N. F. 18(2/2): 287-300.
- FORD, H. D. & FORD, E. B. (1930): Fluctuations in numbers, and its influence on variation, in *Melitaea aurinia*, ROTT. (Lepidoptera). - Trans. ent. Soc. Lond. 78: 345-352.
- FRANZ, H. (1985): Die Nordostalpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band 5. Lepidoptera II. Teil: Rhopalocera, HesperIIDae, Bombyces, Sphinges, Noctuidae, Geometridae. Bearbeitet von W. MACK. - Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 476 S.
- GERBER, H. (1972): Speziation und Biologie von *Euphydryas aurinia* ROTT., *E. aurinia debilis* OBERTH. und *E. aurinia debilis f. glaciegenita* VERITY. - Mitt. Ent. Ges. Basel 22: 73-87.
- HAUSER, E. (1996): Rote Liste der Groß-Schmetterlinge Oberösterreichs (Stand 1995). - Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 4: 53 - 66.

- HELSDINGEN, VAN P. J.; WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (1996): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. - Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 79. XII+217 S.
- HIGGINS, L. G. (1950): A descriptive catalogue of the Palearctic *Euphydryas* (Lepidoptera: Rhopalocera). - Trans. R. ent. Soc. Lond. 101(12): 437-489.
- HÖTTINGER, H. (1998): Die Bedeutung unterschiedlicher Grünland-Lebensräume für die Tagsschmetterlingsfauna (Lepidoptera: Rhopalocera & HesperIIDae) im mittleren Burgenland (Bezirk Oberpullendorf) - ein regionaler Beitrag zu einem Artenhilfsprogramm für eine stark gefährdete Tiergruppe. Dissertation am Institut für Zoologie der Universität für Bodenkultur Wien, unveröffentlicht. 160 S.
- HÖTTINGER, H. (1999): Kartierung der Tagsschmetterlinge der Stadt Wien und Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm (Lepidoptera: Rhopalocera und HesperIIDae). -Magistratsabteilung MA 22 (Umweltschutz), Wien. - Beiträge zum Umweltschutz 63/00. 135 S.
- HÖTTINGER, H. (2002): Checkliste und Rote Liste der Tagsschmetterlinge der Stadt Wien, Österreich (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). - Beiträge zur Entomofaunistik 3: 103-123.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (1999): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera & HesperIIDae). 1. Fassung 1999. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten. 128 S.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (2003): Rote Liste der Tagsschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Im Druck.
- HORVATH, F. (1999): *Eurodryas aurinia ssp. valentini* NIT. - einzigartiger Schmetterling in Bad Mitterndorf braucht Hilfe. - Steirischer Naturschutzbrief 4/99: 23.
- HUEMER, P. (2001): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs. Dornbirn, Vorarlberger Naturschau. 112 S. (mit CD-ROM).
- HUEMER, P. & TARMANN, G. (1993): Die Schmetterlinge Österreichs (Lepidoptera). Systematisches Verzeichnis mit Verbreitungsangaben für die einzelnen Bundesländer. Selbstverlag des Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum, Innsbruck, Beilagenband 5 zu den Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum. 224 S.
- JOYCE, D. A. & PULLIN, A. S. (2003): Conservation implications of the distribution of genetic diversity at different scales: a case study using the marsh fritillary butterfly (*Euphydryas aurinia*). - Biol. Conserv. 114: 453-461.
- JUTZELER, D. (1994): Quelques observations de terrain sur l'écologie d'*Eurodryas aurinia ssp. provincialis* (BOISDUVAL, 1829) en Ligurie (Italie) et dans les Alpes-Maritimes (France) (Lépidoptères: Nymphalidae). - Bull. soc. ent. Mulhouse, Octobre-Décembre 1994: 77-81.
- KRAUS, E.; KUTZENBERGER, H.; DRUMEL, B.; GERSTL, N. & KRAUS, R. (1994): Vorschläge für Artenschutzprogramme von nationaler und internationaler Bedeutung. - Reports Nr. 93 des Umweltbundesamtes. - Wien. 101 S.
- KUDRNA, O. (1986): Aspekts of the conservation of butterflies in Europe (= Butterflies of Europe 8). - Aula, Wiesbaden. 323 S.
- KUDRNA, O. (1998): Die Tagfalter der Rhön. 1988-98. 10 Jahre. - Oedippus 15: 1-158.
- KUDRNA, O. (2000): Die Schmetterlinge der FFH-Richtlinie 92/43/EWG der EU. - Oedippus 18: 1-28.
- KUDRNA, O. (2002): The distribution atlas of European butterflies. - Oedippus 20: 1-342.
- KUSDAS, K. & REICHL, E. R. (1973; Hrsg.): Die Schmetterlinge Oberösterreichs. Teil 1: Allgemeines, Tagfalter. Linz. 266 S.
- LAFRANCHIS, P. T. (2000): Les papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles. - Collection Parthénope, Mèze. 448 S.

- LEWIS, O. T. & HURFORD, C. (1997): Assessing the status of the marsh fritillary butterfly (*Eurodryas aurinia*): an example from Glamorgan, UK. - *J. Ins. Conserv.* 1: 159-166.
- LUCKENS, C. J. (1978): *Euphydryas aurinia* Rott. in Britain: Notes on distribution and life history. - *Ent. Rec.* 90: 108-112.
- MAZEL, R. (1982): Exigences trophiques et évolution dans les genres *Euphydryas* et *Melitaea* sensu lato (Lep. Nymphalidae). - *Annls. Soc. Ent. Fr. (N. S.)* 18: 211-227.
- MUNGUIRA, M. L.; MARTIN, J.; GARCIA-BARROS, E. & VIEJO, J. L. (1997): Use of space and resources in a Mediterranean population of the butterfly *Euphydryas aurinia*. - *Acta Oecologia* 18: 597-612.
- PALMER, S. M. (1995): Observations on the choice of foodplants by the Marsh Fritillary butterfly, *Eurodryas aurinia* (Rottemburg) (Lepidoptera: Nymphalidae), on chalk downland in south Wiltshire and adjacent counties. - *Entomologist's Gazette* 46: 169-171.
- PARKINSON-CURTIS, W. (1932): The flying powers of *Melitaea aurinia*. - *The Entomologist* 65: 73-80.
- POPOV, S.; DEVYATKIN, A. L.; KLEPIKOV, M.; IVANOV, A.; LOSMANOV, V.; ARTEMIEVA, E.; LASTUHIN, A. & SHEVCHENKO, M. (2003): Russia (European part). - In: SWAAY VAN, C. A. M. & WARREN, M. S. (Hrsg.): *Prime Butterfly Areas in Europe: Priority sites for conservation*. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, The Netherlands: 451-476.
- PORTER, K. (1982): Basking behaviour in larvae of the butterfly *Euphydryas aurinia*. - *Oikos* 38: 308-312.
- PORTER, K. (1989): Sunshine, sex-ratio and behaviour of *Euphydryas aurinia* larvae. - In: VANE-WRIGHT, R. I. & ACKERY, P. R.: *The biology of butterflies*. Symposium of the Royal Society of London, Academic Press, London: 309-311.
- PRETSCHER, P. (2000a): Aufbereitung ökologischer und faunistischer Grundlegendaten für die Schmetterlingsdatenbank LEPIDAT des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) am Beispiel ausgewählter Arten der FFH-Richtlinie, der Roten Liste Tiere Deutschlands und des „100-Arten-Korbes“. - *Natur und Landschaft* 75: 262-266.
- QUINGER, B.; BRÄU, M. & KORNPORST, M. (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. 1. Teilband. - *Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1*. - München. 266 S.
- QUINGER, B.; SCHWAB, U.; RINGLER, A.; BRÄU, M.; STROHWASSER R. & WEBER, J. (1995): Lebensraumtyp Streuwiesen. - *Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.9*. - München. 396 S.
- REICHL, E. R. (1992): Verbreitungsatlas der Tierwelt Österreichs, Band 1, Lepidoptera-Diurna, Tagfalter. - Linz.
- SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz) (1987): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. - Fotorotar AG, Basel. 11 + 516 S. (inkl. 25 Farbtafeln).
- SWAAY, VAN C. A. M. & WARREN, M. S. (1999): *Red Data book of European butterflies (Rhopalocera)*. Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 99. 260 S.
- SWAAY VAN, C. A. M. & WARREN, M. S. (2003; Hrsg.): *Prime Butterfly Areas in Europe: Priority sites for conservation*. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, The Netherlands. 693 S.
- TILLEY, R. J. D. (1975): Larval dispersion and foodplant densities with respect to the Marsh Fritillary, *Eurodryas aurinia* (Rottemburg) (Lepidoptera: Nymphalidae). - *Entomologist's Gazette* 46: 163-167.
- WAHLBERG, N. (2000): Comparative description of the immature stages and ecology of five Finnish melitaeine butterfly species (Lepidoptera: Nymphalidae). - *Entomol. Fennica* 11: 167-174.
- WAHLBERG, N.; KLEMETTI, T.; SELONEN, V. & HANSKI, I. (2002): Metapopulation structure and movements in five species of checkerspot butterflies. - *Oecologia* 130: 33-43.

- WAHLBERG, N.; KLEMETTI, T. & HANSKI, I. (2002a): Dynamic populations in a dynamic landscape: the metapopulation structure of the marsh fritillary butterfly. - *Ecography* 25: 224-232.
- WARREN, M. S. (1986): Notes on habitat selection and the larval host-plants of the Brown Argus, *Arícia agestis* (D. & S.), Marsh Fritillary, *Eurodryas aurinia* (Rottemburg), and Painted Lady, *Vanessa cardui* (L.), in 1985. - *Entomologist's Gazette* 37: 65-67.
- WARREN, M. S. (1993): Observations on the use of Honeysuckle, *Lonicera periclymenum*, as a natural foodplant of the Marsh Fritillary butterfly, *Eurodryas aurinia* (Rottemburg), in southern Britain. - *Entomologist's Gazette* 44: 241-244.
- WARREN, M. S. (1994): The UK status and suspected metapopulation structure of a threatened European butterfly, the marsh fritillary *Eurodryas aurinia*. - *Biol. Cons.* 67: 239-249.
- WARREN, M. S.; MUNGUIRA, M. L. & FERRIN, J. (1994): Notes on the distribution, habitats and conservation of *Eurodryas aurinia* (Rottemburg) (Lepidoptera: Nymphalidae) in Spain. - *Entomologist's Gazette* 45: 5-12.
- WEIDEMANN, H. J. (1995): Tagfalter: beobachten, bestimmen. - Naturbuch-Verlag, Augsburg. 659 S.
- WIESER, C. & HUEMER, P. (1999): Rote Listen der Schmetterlinge Kärntens. In: HOLZINGER, W. E.; MILDNER, P.; ROTTENBURG, T. & WIESER, C. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. - *Naturschutz in Kärnten* 15: 133-200.

Wichtige österreichische Datenquellen:

ZOBODAT, Linz; Sammlungen am Naturhistorischen Museum in Wien; Datenbank von Josef Pennerstorfer & Helmut Höttinger, Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art:

P. Gros (Salzburg), A. Koschuh (Steiermark), H. Habeler (Steiermark), M.S. Warren (Großbritannien), M.L. Munguira (Spanien), N. Wahlberg (Schweden), D. Jutzeler (Schweiz).

58.2 Indikatoren und Schwellenwerte

58.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Größe besiedelter und unter den derzeitigen Nutzungsbedingungen besiedelbarer Habitate	> 5 ha	1 - 5 ha	< 1 ha
Anteil junger (< 10 Jahre) Brachen und Säume am Gesamtlebensraum	> 30 %	10 - 30 %	< 10 %
Entfernung zur nächsten (größeren) Population	< 500 m	500 m - 5 km	> 5 km
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße (Imagines / 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 20 Individuen	5 - 20 Individuen	< 5 Individuen
Populationsgröße (Raupenge-spinste / 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 20 Gespinste	5 - 20 Gespinste	< 5 Gespinste

58.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C
Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

58.3 Bewertungsanleitung

58.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bewertung der Habitatindikatoren:

3A=A

2A+B=A

2A+C=B

3B=B

A+B+C=B

2B+A=B

2B+C=B

3C=C

2C+A=C

2C+B=C

Bewertung der Populationsindikatoren

Die Bewertung des Zustandes der Population erfolgt entweder mit dem Indikator „Populationsgröße-Imagines oder Populationsgröße- Raupengespinnste. Der „besserer“ Wert zählt.

Bewertung für den gesamten Erhaltungszustand:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

58.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

59 1071 COENONYMPHA OEDIPPUS (FABRICIUS, 1787)

59.1 Schutzobjektsteckbrief

59.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Moor-Wiesenvögelchen.

59.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Lepidoptera, Satyridae.

Unterarten: Durch die inselartige Verbreitung sind zahlreiche geographische Formen entstanden und benannt worden. Die Populationen in Vorarlberg wurden als ssp. *rhenana* beschrieben (GRADL, 1933), die Population in Moosbrunn ist der Nominat-Unterart zuzuordnen.

Merkmale: Vorderflügelänge 17-21 mm. Grundfarbe der Oberseite schwarz-braun, auf den Hinterflügeln kleine, meist kaum sichtbare Augenflecken. Grundfarbe der Unterseite gelbbraun mit weiß gekernten und gelb umzogenen Augenflecken. Die charakteristische metallische Linie vor dem Rand ist auf den Hinterflügeln gut, auf den Vorderflügeln schwach ausgebildet. Mit den gelblich umrahmten Augenflecken auf den einfarbig braunen Ober- und Unterseiten der Flügel ähnelt *C. oedippus* dem weit verbreiteten und häufigen Braunen Waldvogel (*Aphantopus hyperantus*), es ist aber etwas kleiner und hat eine silbrige Randbinde (Unterschiede im Detail bei SBN, 1987). Das deutliche kleinere Wald-Wiesenvögelchen (*Coenonympha hero*) besitzt am Hinterrand der Hinterflügeloberseite deutliche Augenflecke. Die räumliche Trennung (*C. hero* kommt in Österreich nur in einer Population in Tirol vor) schließt eine Verwechslung in Österreich im Freiland aus.

59.1.3 Biologie

Die Gesamtflugzeit in Österreich dauert von Anfang Juni bis Mitte August, jedoch ist die tatsächliche Flugzeit in einem bestimmten Jahr je nach Witterungsverlauf im Frühjahr starken Schwankungen (bis zu vier Wochen) unterworfen und dauert wesentlich kürzer (ca. einen Monat) (vgl. BISCHOF, 1968; SBN, 1987). In Niederösterreich reicht die Flugzeit von Anfang Juni bis Mitte Juli, in Vorarlberg fällt die Hauptflugzeit in den Juli.

Die Eier werden einzeln oder in kleinen Gruppen an die Raupennahrungspflanzen abgelegt (SBN, 1987). Ein Weibchen legt zwischen 80 und 120 Eier (HELSDINGEN et al., 1996).

Die Raupe lebt überwiegend (im 2., 3. oder letzten Larvalstadium) laut Literatur an verschiedenen Gräsern, Seggen und Binsen z. B. *Molinia caerulea*, *Carex*-, *Schoenus*-, *Lolium*-, *Eriophorum*- und *Poa*-Arten (GRADL, 1945; HIGGINS & RILEY, 1978; SBN, 1987; WEIDEMANN, 1995; HELSDINGEN et al., 1996; TOLMAN & LEWINGTON, 1998; SWAAY & WARREN, 1999; LAFRANCHIS, 2000). Allerdings sind wohl einige dieser Pflanzen nur als in Zuchtversuchen (vgl. HABICH, 1899; GRADL, 1945), nicht jedoch als im Freiland genutzte Raupennahrungspflanzen anzusehen. Die von einigen Autoren angegebene Raupennahrungspflanze *Iris pseudacorus* ist falsch (HELSDINGEN et al., 1996).

Die Verpuppung erfolgt an Pflanzenstängeln in Bodennähe (SBN, 1987).

59.1.4 Autökologie

Die besiedelten Habitate in Niederösterreich (Moosbrunn) sind als Biotopkomplexe, bestehend aus hochwüchsigen Quell-Niederungsmooren (Kalkflachmooren) bzw. hochgrasigen Sumpfund Feuchtwiesen in enger Verzahnung mit Röhricht- und Großseggengesellschaften anzusprechen. Zur Flugzeit ist in den besiedelten Habitaten in Moosbrunn die blühende Sumpf-

Siegwurz oder Sumpf-Gladiole (*Gladiolus palustris*) sehr auffällig und charakteristisch. Im Rheintal ist das Habitat der einzigen noch verbliebenen Restpopulation als eher artenarmes, basisches Molinietum auf sehr feuchtem Untergrund anzusprechen (HUEMER, 1996). Eine hohe relative Luftfeuchtigkeit, Nährstoffarmut sowie Windschutz sind für die besiedelten Habitate charakteristisch.

Die besiedelten Habitate sind folgenden Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie zuzuordnen: Pfeifengraswiesen (6410); Kalkreiche Sümpfe (7210); Kalkreiche Niedermoore (7230).

In anderen Ländern (z. B. Italien, Slowenien) sind auch Vorkommen in ausgesprochen trockenen Habitaten bekannt, z. B. auf grasigen (Karst-) Hängen und felsigen Trockenrasen, in lichten, grasigen Buschwaldbereichen und auf Flyschhängen in Küstennähe (vgl. KOLAR, 1919, 1928; BISCHOF, 1968; HABELER, 1972, 1975; CELIK & REBEUSEK, 1996; VEROVNIK, 2003). Das Gemeinsame aller besiedelten Habitate (sowohl im feuchten, als auch im trockenen Bereich) ist anscheinend eine zumindest bis in den Juli ungestörte (ungemähte) Grasflur. Jährlich gemähte Trockenwiesen werden dort gemieden, allerdings werden die nach Aufgabe der Bewirtschaftung entstehenden Brachen relativ schnell von den angrenzenden Bereichen wieder besiedelt (HABELER, 1972, 1975).

Die Lebensdauer der Imagines ist relativ kurz und dauert 7 bis 11 Tage, wobei die Weibchen in der Regel etwas langlebiger als die Männchen sind (HELSDINGEN et al., 1996).

Die Imagines fliegen nur bei Sonnenschein, sobald Bewölkung einsetzt, lassen sie sich in der Vegetation nieder (eigene Beob.).

59.1.5 Populationsökologie

Über die Populationsstruktur der Vorkommen ist nur sehr wenig bekannt. Aus Frankreich werden Individuendichten von 10 bis 50 Individuen pro Hektar angegeben, wobei die Männchen häufiger als die Weibchen sind (LHONORÉ & LAGARDE, 1999).

C. oedippus gilt als typischer K-Strategie, ist sehr standortstreu und verlässt die besiedelten Habitate nicht (BISCHOF, 1968; LHONORÉ & LAGARDE, 1999). In Frankreich wurde eine maximal überwundene Distanz von nur 62 m festgestellt, was die Möglichkeit der (Neu-) Besiedlung von angrenzenden Habitaten sehr deutlich einschränkt (LHONORÉ & LAGARDE, 1999).

59.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Das Gesamtverbreitungsgebiet reicht von Westeuropa (Frankreich) durch Russland und das klimatisch gemäßigte Asien bis China und Japan (HIGGINS & RILEY, 1978). Allerdings tritt *C. oedippus* immer nur sehr lokal in weit voneinander getrennten Kolonien auf.

Europa: *C. oedippus* ist in Europa aus 14 Ländern bekannt, in zwei davon (Deutschland, Slowakei) gilt die Art als ausgestorben (SWAAY & WARREN, 2003). Aktuelle Nachweise (nach 1980) gibt es nur mehr aus Frankreich, der Schweiz, Liechtenstein, Italien, Österreich, Ungarn, Slowenien, Kroatien, Polen, Weißrussland, der Ukraine und dem europäischen Teil Russlands (vgl. CELIK & REBEUSEK, 1996; AISTLEITNER & AISTLEITNER, 1996; LAFRANCHIS, 2000; KUDRNA, 2002; SWAAY & WARREN, 2003). Aktuelle Nachweise gibt es somit nur aus folgenden Mitgliedstaaten der EU 15: Italien, Frankreich, Liechtenstein und Österreich. Die meisten Populationen existieren noch im europäischen Teil Russlands, in Frankreich und Italien. In den anderen Ländern sind nur noch einige wenige oder gar nur eine einzige aktuelle Population bekannt (z. B. in Ungarn und in der Schweiz) (vgl. SBN, 1987; HELSDINGEN et al., 1996; LAFRANCHIS, 2000; KUDRNA, 2002; SWAAY & WARREN, 2003).

Österreich: Das Moor-Wiesenvögelchen kommt (bzw. kam) in Österreich nach HUEMER & TARMANN (1993) in den Bundesländern Niederösterreich, Steiermark, Kärnten und Vorarlberg vor. Die sehr alten Angaben aus Kärnten sind anscheinend nicht mit Sicherheit belegt (vgl. KOLAR 1919) und könnten sich (größtenteils) auf Gebiete in Italien beziehen. HABELER (1981) hält die ehemaligen Funde von der steirischen Koralpe für richtig, weshalb historische Nachweise auf angrenzendem Gebiet in Kärnten (vgl. Verbreitungskarte) möglicherweise ebenfalls zuverlässig sind. Die anderen steirischen Fundorte (z. B. Lahnsattel bei Mariazell im Grenzgebiet Steiermark-Niederösterreich) bleiben zweifelhaft, ebenso wie jene aus Oberösterreich (vgl. KUSDAS & REICHL, 1973), weshalb sie in der Verbreitungskarte nicht berücksichtigt wurden.

Aktuell kommt die Art in Österreich nur mehr in Niederösterreich (Moosbrunn; 185m) und im Vorarlberger Rheintal (Feldkirch-Bangs; 430m) vor und ist somit in den beiden biogeographischen Regionen (kontinental, alpin) vertreten (vgl. Verbreitungskarte). Sie dürfte früher in der „feuchten Ebene“ doch noch weiter verbreitet gewesen sein, was durch einige Belegexemplare (ohne Jahreszahl und Sammler) am Naturhistorisches Museum Wien aus Götzendorf untermauert wird (vgl. HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 1999).

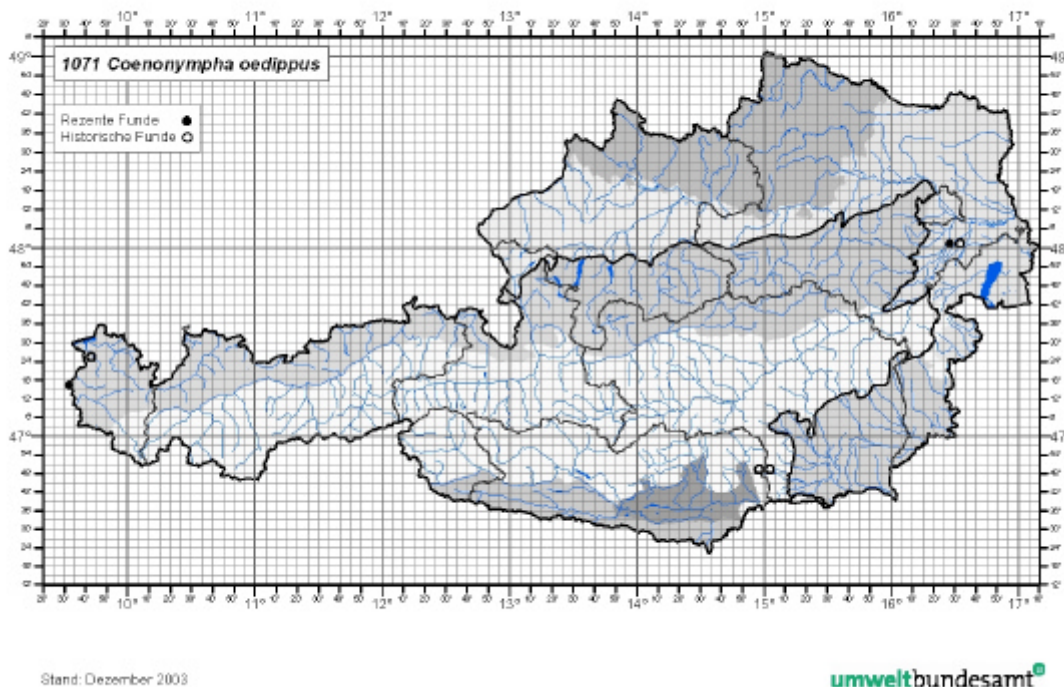
Die Population in Moosbrunn besteht derzeit aus drei voneinander getrennten Teilpopulationen. Auf Grund der geringen Mobilität der Art kann davon ausgegangen werden, dass es zwischen diesen Teilpopulationen zu keinem Individuenaustausch kommt.

Zahlreiche Daten belegen die Häufigkeit des Moor-Wiesenvögelchens in den seinerzeit ausgedehnten Flachmooren und Pfeifengraswiesen westlich von Feldkirch im Vorarlberger Rheintal (z. B. GRADL, 1933). Dort sind die Populationen seit dieser Zeit drastisch zurückgegangen. Während noch Anfang des 20. Jahrhunderts eine Reihe von Fundstellen im Rheintal bekannt waren, mit besonders individuenreichen Populationen im Mündungsbereich der Ill, sind diese Bestände inzwischen durch Meliorationsmaßnahmen, aber auch durch Grundwasserabsenkungen als Folge der Rheineintiefung (HUEMER, 1996) auf einen einzigen individuenarmen Bestand auf einer kleinen Fläche im NSG Bangser Ried zurückgegangen. Dieser Bestand steht zweifellos in engem Kontakt mit Populationen im benachbarten Liechtenstein (AISTLEITNER & AISTLEITNER, 1996; AISTLEITNER, 1999; HUEMER, 1996, 2001).

Es ist nicht ganz ausgeschlossen (wenn auch relativ unwahrscheinlich), dass *C. oedippus* in Österreich noch an anderen bisher unerkannt gebliebenen Fundorten auftritt. Es können diesbezüglich nach derzeitigem Wissensstand jedoch keine potenziellen Gebiete genannt werden, in denen sich eine Nachsuche lohnen würde.

Der Gesamtbestand in Moosbrunn ist als relativ niedrig zu veranschlagen. Bei einer gezielten Kartierung im Jahr 2002 konnten hier bei mehreren Begehungen zur Flugzeit nur insgesamt 17 Individuen (verteilt auf drei Teilpopulationen) gezählt werden. Eine dieser Teilpopulationen war bisher nicht bekannt. Die Individuendichte einer anderen Teilpopulation ist anscheinend in den letzten Jahren dramatisch zurückgegangen, möglicherweise aufgrund der in diesem Bereich erfolgten Grundwasserabsenkung durch verstärkte Wasserentnahme zur Trinkwassernutzung.

Die Situation im Bangser Ried im Rheindelta sieht noch dramatischer aus, da hier nur ganz wenige Einzelindividuen (das letzte Mal im Juli 1995) nachgewiesen werden konnten. Die ehemals individuenstarken Populationen des Unterriedes konnten trotz mehrfacher Begehungen nicht mehr konstatiert werden und sind vermutlich bereits ausgestorben (HUEMER, 1996). Auch die Population im Bangser Ried konnte trotz mehrfacher gezielter Nachsuche in den letzten Jahren nicht mehr festgestellt werden und ist möglicherweise ebenfalls bereits erloschen (U. AISTLEITNER, schriftl. Mitt.)!



59.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Nach KUDRNA (1986) ist *C. oedippus* die in **Europa** am stärksten gefährdete Tagsschmetterlingsart, da die meisten tiefliegenden Sumpfsgebiete einem besonders starken menschlichen Nutzungsdruck ausgesetzt waren und immer noch sind. Nach SWAAY & WARREN (1999) ist die Art in Europa in den letzten 25 Jahren um mehr als 80 % zurückgegangen und als SPEC 3 (das sind Arten, die sowohl in als auch außerhalb Europas einen Verbreitungsschwerpunkt aufweisen und in Europa gefährdet sind) sowie als „critically endangered“ (vom Aussterben bedroht) eingestuft.

Das Moor-Wiesenvögelchen gilt in **Österreich** nach HÖTTINGER & PENNERSTORFER (2003) als „critically endangered“ (vom Aussterben bedroht) und deshalb ist akuter Schutz bzw. Handlungsbedarf gegeben; die Art ist auch in Niederösterreich und Vorarlberg jeweils „vom Aussterben bedroht“ (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 1999; AISTLEITNER, 1999; HUEMER, 2001) und in der Steiermark und Kärnten (vgl. HABELER, 1981; HUEMER et al., 1994; WIESER & HUEMER, 1999) bereits „ausgestorben“.

Schutzstatus: Die Art ist in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie sowie in Anhang II der Berner Konvention verzeichnet und laut Naturschutzgesetzen/Artenschutzverordnungen der Bundesländer Vorarlberg und Niederösterreich geschützt (allgemeiner Tierartenschutz), allerdings hat dies in keiner Weise den drastischen Rückgang aufhalten können, da die Zerstörung der Lebensräume nahezu ungebremst voranschritt.

Gefährdungsursachen: Die Gefährdungsfaktoren, welche zum drastischen Rückgang dieser Art geführt haben, sind vielfältig und komplex (vgl. z. B. SWAAY & WARREN, 1999, 2003). Dazu zählen: Grünlandumbruch, Aufforstungen, Entwässerungen, Intensivierung der Grünlandnutzung (Düngung, Erhöhung der Schnitffrequenz) in der Nachbarschaft der kleinflächigen Habitate, unzureichende und/oder falsch terminierte Pflegemaßnahmen (Forschungsbedarf!), Nutzungsaufgabe und anschließende Verbuschung (insbesondere im Rheintal). Die Isolation

und Fragmentierung der potenziell besiedelbaren Habitate in Verbindung mit der geringen Mobilität der Imagines bewirkt eine Verstärkung aller anderen Gefährdungsursachen und ist wohl einer der Hauptgründe für den dramatischen Rückgang. Auch das übermäßige Sammeln wirkt sich auf *C. oedippus* (als eine der wenigen Tagfalterarten, die davon betroffen sind) negativ aus. Leider gibt es noch immer einige Sammler, die *C. oedippus* in Moosbrunn in größerer Stückzahl fangen, welche dann zum Teil auf Insektenbörsen zum Verkauf angeboten werden. Der „Besucherdruck“ ist zum Teil so hoch, dass regelrechte Trampelpfade entstehen, was sich auch auf die empfindliche Vegetation negativ auswirkt. Außerdem reagiert die Art auch sehr empfindlich auf Eutrophierung (LHONORÉ & LAGARDE, 1999).

Weitere Veränderungen (Absenkung) des Grundwasserspiegels durch Eingriffe in den Wasserhaushalt in der Umgebung der Vorkommensgebiete (insbesondere in Moosbrunn) sind zu befürchten!

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Für *C. oedippus* wurde zu Recht die Erstellung eines Artenschutzprogrammes von nationaler bzw. internationaler Bedeutung empfohlen (KRAUS et al., 1994). Die wichtigste Maßnahme besteht in der Sicherung des standorttypischen Wasserhaushaltes. Leider sind in Moosbrunn noch immer nicht alle Flächen (und deren Randbereiche!), auf denen *Coenonympha oedippus* vorkommt, rechtlich geschützt (z. B. als Naturschutzgebiet, Naturdenkmal). Hier herrscht dringender Handlungsbedarf! Selbstverständlich ist auch die Pflege dieser Flächen auf die speziellen Bedürfnisse von *C. oedippus* abzustimmen. Dazu herrscht jedoch noch erheblicher Forschungsbedarf zur Biologie und Ökologie dieser Art (vgl. HELSDINGEN et al., 1996)! Pflegeversuche zur Erweiterung des besiedelten Lebensraumes müssen darauf aufbauen. Dafür sind verstärkt finanzielle Mittel aufzubringen (ÖPUL, Landschaftspflegefonds der Bundesländer). Obwohl das Moor-Wiesenvögelchen praktisch in allen internationalen und nationalen Roten Listen vertreten ist, wurde und wird diese Art weiterhin an vielen ihrer Vorkommensorte (auch in Moosbrunn) gesammelt. Diese Situation bedarf dringend der Verbesserung (vgl. z. B. KUDRNA, 1986), insbesondere muss dem gewerbsmäßigen Handel mit dieser Art auf Insektenbörsen Einhalt geboten werden. Dem übermäßigen Sammeln sollte auch durch verstärkte Kontrolle zur Flugzeit der Art begegnet werden. Diese Kontrollen sollten gleichzeitig mit einem Monitoringprogramm für die Population in Moosbrunn und im Bangser Ried stattfinden (vgl. Kartierung).

Im Bangser Ried müssen die Habitate von *C. oedippus* mittels traditioneller Herbstmahd (Streuwiesenmahd) gepflegt werden (HUEMER, 1996). Ein einziger falscher Mahdtermin kann eine Population zum Aussterben bringen (SBN, 1987). Ein vorübergehendes Brachfallen einzelner Parzellen für einige Jahre kann toleriert werden. In allen Lebensräumen, in denen das Moor-Wiesenvögelchen noch vorkommt, müssen parzellenscharfe Pflegepläne ausgearbeitet werden, welche die speziellen Habitatansprüche dieser Art umfassend berücksichtigen sollten. Dabei ist unbedingt auch die Umgebung der Fundpunkte mit einzubeziehen und eine Vernetzung der einzelnen Teilpopulationen untereinander (in Vorarlberg auch grenzüberschreitend zu Liechtenstein!) durch die Erhaltung bzw. Schaffung von geeigneten Trittsteinhabitaten und Korridoren anzustreben. Zu diesem Themenkomplex herrscht allerdings noch akuter Forschungsbedarf! SBN (1987) empfehlen eine Rotationsmahd jeweils der halben Habitatfläche im Zweijahresrhythmus.

Im Winterhalbjahr 2001/2002 ist in Moosbrunn die gesamte Habitatfläche einer Teilpopulation versehentlich abgebrannt. Auf *C. oedippus* hatte dies anscheinend keine allzu großen negativen Auswirkungen, da im Sommer 2002 die Individuendichte im Vergleich zu den Vorjahren unverändert erschien. Allerdings kann aus dieser Einzelbeobachtung nicht der Schluss gezogen werden, die Habitate durch gezieltes Feuermanagement zu pflegen, auch wenn das in kleinen (stark verwachsenen und verfilzten) Teilbereichen durchaus sinnvoll sein könnte.

Von Ansiedlungsversuchen des Moor-Wiesenvögelchens in geeignet erscheinenden Habitaten in der näheren Umgebung der Vorkommen sollte vorerst abgesehen werden, da die „Spender-

populationen“ wahrscheinlich bereits zu individuenarm sind. Sollte diese Möglichkeit dennoch in Betracht gezogen werden, ist unbedingt die Zucht in Gefangenschaft und das Ansiedeln der so erhaltenen Imagines in Erwägung zu ziehen. Selbstverständlich benötigen solche Versuche einer Genehmigung durch die entsprechenden Stellen der Landesregierungen und einer wissenschaftlichen Planung und Begleitkontrolle.

Mittel- bis langfristig wird eine Erhaltung oder gar Erholung der Bestände nur durch die Sicherung des hohen Grundwasserregimes (d. h. die Verhinderung weiterer Grundwasserabsenkungen) sowie die konsequente Sicherung und Pflege aller besiedelten und potenziell besiedelbaren Habitatflächen möglich sein (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 1999; HUEMER, 2001).

59.1.8 Verantwortung

Mit Bezug zur oben dargestellten Verbreitungs- und Gefährdungssituation ist die Verantwortung Österreichs für den Erhalt der Art als hoch einzustufen (vgl. HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2003). Die Population in Moosbrunn ist (derzeit noch) als international bedeutsam anzusehen.

Alle aktuell bekannten Populationen liegen innerhalb von nominierten Natura-2000-Gebieten (Feuchte Ebene-Leithaauen bzw. Bangser Ried und Matschels). Allerdings sind die Lebensräume der individuenreichsten Teilpopulation in Moosbrunn rechtlich (noch) nicht geschützt (als Naturschutzgebiet oder flächiges Naturdenkmal) (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 1999).

59.1.9 Kartierung

Auf Grund der geringen Individuendichte und des vergleichsweise doch weitläufigen Lebensraumes ist die gezielte Suche nach Raupen wenig Erfolg versprechend und somit die Kartierung der Imagines die Methode der Wahl.

Als Ersterfassung müssen im Rahmen einer Übersichtskartierung alle potenziellen Habitate in einem Gebiet zweimal während der Hauptflugzeit auf Vorkommen von Imagines kontrolliert werden. Bei Nachfolgekartierungen sollte die Erhebung der Imagines mittels Transektmethode an (mindestens) zwei Terminen (im Abstand von ca. einer Woche) zur Hauptflugzeit erfolgen. Durch die eingeschränkte Begehbarkeit eines Großteils der besiedelten Habitate (Niedermoorbereiche), insbesondere bei hohem Grundwasserstand und ausgiebigen Niederschlägen, ist die Kartierung der Imagines nur sehr eingeschränkt und in Teilbereichen überhaupt nicht möglich! Nicht begehbare Bereiche müssen mit dem Feldstecher nach fliegenden oder in der Vegetation ruhenden Imagines abgesucht werden. Das Tagesmaximum der beobachteten Individuen je Teilhabitat sollte dabei als Messkriterium verwendet werden. Die Transektzählungen sollten alle 3 Jahre wiederholt werden.

Die Habitaterfassung sollte zumindest eine verbale Beschreibung der besiedelten Habitate, eine Nutzungskartierung (Nutzungsart, Zeitpunkt, Frequenz), die Erfassung der Flächengrößen sowie der räumlichen Anordnung der besiedelten Habitate und von trennenden Elementen (z. B. Wälder) umfassen.

Bei einem Monitoring von *C. oedippus* in Moosbrunn ist eine fachliche Abstimmung zwischen der Wiener Magistratsabteilung MA 31 (Wiener Wasserwerke) und der Naturschutzabteilung der Niederösterreichischen Landesregierung erforderlich.

59.1.10 Wissenslücken

Zur Biologie und Ökologie dieser Art herrscht in Österreich (wie auch in anderen Ländern mit aktuellen Vorkommen) noch erheblicher Forschungsbedarf. Die Verbesserung des autökologischen Wissensstandes (besonders zu den belegten Raupennahrungspflanzen und zur Struktur

und den mikroklimatischen Verhältnissen der Eiablagehabitats im Freiland) ist insbesondere zur Erstellung von Pflegeplänen in den besiedelten Habitats von eminenter Bedeutung.

Über die Bestandsgrößen und deren Fluktuationen sind in Österreich so gut wie keine Informationen verfügbar. Diese sind nur durch ein langfristig konzipiertes Monitoringprogramm zu erhalten.

Die Wissenslücken im angewandten Artenschutz (Pflegemaßnahmen) sind nicht zuletzt wegen der oben angeführten Defizite am höchsten!

59.1.11 Literatur und Quellen

- AISTLEITNER, E. & AISTLEITNER, U. (1996): Die Tagfalter des Fürstentums Liechtenstein (Lepidoptera: Papilionoidea und Hesperioidea). - Naturk. Forsch. Fürstentum Liechtenstein 16: 7-156.
- AISTLEITNER, E. (1999): Die Schmetterlinge Vorarlbergs, Band 1. Gebietsbeschreibung, Tagfalter, Spinner und Schwärmer (Lepidoptera, Diurna, Bombyces et Sphinges sensu classico). - Vorarlberger Naturschau 5: 7-390.
- BISCHOF, A. (1968): *Coenonympha oedippus* FABRI-CIUS, eine kleine Chorographie (Lepidoptera, Satyridae). - Mitt. Ent. Ges. Basel 18 (2): 41-63.
- CELIK, T. & REBEUSEK, F. (1996): Atlas ogrozenih vrst dnevnih metuljev Slovenije. - Slovensko entomolosko drustvo. Ljubljana.
- GRADL, F. (1933): *Coenonympha oedippus* F. in Vorarlberg und Liechtenstein. - Int. Ent. Z. Guben 27: 257-264, 269-276. 1 Tafel.
- GRADL, F. (1945): *Coenonympha oedippus* F. Bericht über die Aufzucht dieser Art aus Freilandraupen und aus Eiern. Einiges über die ersten Stände. - Z. Wien. Ent. Ges. 30: 14-20.
- HABELER, H. (1972): Zur Kenntnis der Lebensräume von *Coenonympha oedippus* F. (Lep. Satyridae). - Nachr.Bl. Bayer. Ent. 21: 51-54.
- HABELER, H. (1975): Das Problem der für Schmetterlinge optimalen, als Übergangsstadien jedoch nicht stabilen Pflanzengesellschaften. - Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum 4: 187-195.
- HABELER, H. (1981): In der Steiermark bereits ausgestorbene oder verschollene Groasschmetterlinge. - Sonderheft des Steirischen Naturschutzbriefes 3: 113-124.
- HABICH, O. (1899): Die Raupe von *Coenonympha Oedippus* F. - Sonderdruck aus den Verhandlungen der k. k. zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien.
- HELSDINGEN, VAN P. J., WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (1996): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I – Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 79. XII+217 S.
- HIGGINS, L. G. & RILEY, N. D. (1978): Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. Ein Taschenbuch für Biologen und Naturfreunde. Parey, Hamburg. 377 S.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (1999): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera & Hesperidae). 1. Fassung 1999. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, St. Pölten. 128 S.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (2003): Rote Liste der Tagschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Im Druck.
- HUEMER, P. (1996): Schmetterlinge (Lepidoptera) im Bereich der Naturschutzgebiete Bangser Ried und Matschels (Vorarlberg): Diversität-Ökologie-Gefährdung. - Vorarlberger Naturschau 2: 141-202.
- HUEMER, P. (2001): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs. Dornbirn, Vorarlberger Naturschau. 112 S. und CD-ROM.

- HUEMER, P. & TARMANN, G. (1993): Die Schmetterlinge Österreichs (Lepidoptera). Systematisches Verzeichnis mit Verbreitungsangaben für die einzelnen Bundesländer. Selbstverlag des Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum, Innsbruck, Beilagenband 5 zu den Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum. 224 S.
- HUEMER, P.; REICHL, E. R. & WIESER, C. (1994; Red): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Österreichs (Macrolepidoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 2, Styria, Graz: 215–264.
- KOLAR, H. (1919): Über das Vorkommen von *Coenonympha oedippus* F. - Z. österr. Ent. Ver. 4: 96.
- KOLAR, H. (1928): Verbreitung von *Coenonympha oedippus* F. in Europa. - Verh. zool.-bot. Ges. Wien 78: (105)-(108).
- KRAUS, E.; KUTZENBERGER, H.; DRUMEL, B.; GERSTL, N. & KRAUS, R. (1994): Vorschläge für Artenschutzprogramme von nationaler und internationaler Bedeutung. - Reports Nr. 93 des Umweltbundesamtes. - Wien. 101 S.
- KUDRNA, O. (1986): Aspects of the conservation of butterflies in Europe (= Butterflies of Europe 8). - Aula, Wiesbaden. 323 S.
- KUDRNA, O. (2002): The distribution atlas of European butterflies. - Oedippus 20: 1-342.
- KUSDAS, K. & REICHL, E. R. (1973; Hrsg.): Die Schmetterlinge Oberösterreichs. Teil 1: Allgemeines, Tagfalter. Linz. 266 S.
- LAFRANCHIS, P. T. (2000): Les papillons de jour de France, Belgique et Luxembourg et leurs chenilles. - Collection Parthénope, Mèze. 448 S.
- LHONORÉ, J. & LAGARDE, M. (1999): Biogeographie, ecologie et protectio de *Coenonympha oedippus* (FAB., 1787) (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae). - Ann. Soc. Entomol. Fr. (N.S.) 35 (suppl.): 299-307.
- SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz) (1987): Tagfalter und ihre Lebensräume. Arten, Gefährdung, Schutz. - Fotorotar AG, Basel. 11 + 516 S. (inkl. 25 Farbtafeln).
- SWAAY, VAN C. A. M. & WARREN, M. S. (1999): Red Data book of European butterflies (Rhopalocera). Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 99. 260 S.
- SWAAY, VAN, C. A. M. & WARREN, M. S. (2003; Hrsg.): Prime Butterfly Areas in Europe: Priority sites for conservation. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, The Netherlands. 693 S.
- TOLMAN, T. & LEWINGTON, R. (1998): Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas. Kosmos, Stuttgart. 319 S., 104 Farbtafeln.
- VEROVNIK, R. (2003): Slovenia. - In: SWAAY VAN, C. A. M. & WARREN, M. S. (Hrsg.): Prime Butterfly Areas in Europe: Priority sites for conservation. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, The Netherlands: 500-530.
- WEIDEMANN, H. J. (1995): Tagfalter: beobachten, bestimmen. - Naturbuch-Verlag, Augsburg. 659 S.
- WIESER, C. & HUEMER, P. (1999): Rote Listen der Schmetterlinge Kärntens. In: HOLZINGER, W. E.; MILDNER, P.; ROTTENBURG, T. & WIESER, C. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. - Naturschutz in Kärnten 15: 133-200.

Wichtige österreichische Datenquellen:

ZOBODAT (Linz)

Naturhistorisches Museum Wien

Datenbank von Josef Pennerstorfer & Helmut Höttinger, Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art:

J. Lhonoré (Frankreich).

59.2 Indikatoren und Schwellenwerte

59.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Größe des besiedelten Habitats	> 5 ha	1 - 5 ha	< 1 ha
Verschilfung und starke Verbuschung besiedelter oder potenziell besiedelbarer Habitats (in % der Gesamtfläche)	< 10 %	10 - 50 %	> 50 %
Entfernung zum nächsten potenziell besiedelbaren Habitat (> 1 ha)	< 100 m	100 - 250 m	> 250 m
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße (Imagines / 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 15 Individuen	5 - 15 Individuen	< 5 Individuen

59.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

59.3 Bewertungsanleitung

59.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bewertung der Habitatsindikatoren:

3A=A

2A+B=A

2A+C=B

3B=B

A+B+C=B

2B+A=B

2B+C=B

3C=C

2C+A=C

2C+B=C

Bewertung für den gesamten Erhaltungszustand:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

59.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

60 1074 ERIOGASTER CATAX (LINNAEUS, 1758)

60.1 Schutzobjektsteckbrief

60.1.1 Schutzobjekt

Deutsche Namen: Hecken-Wollafter, Goldgelber Schlehenspinner, Schlehenwollbusch, Hecken-Wollspinner, Grauer Afterwollträger.

60.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Lepidoptera, Lasiocampidae.

Unterarten: Geographische Unterarten sind nicht bekannt und die Art zeichnet sich durch eine geringe individuelle Variabilität aus.

Merkmale: Deutlicher Geschlechtsdimorphismus. Flügelspannweite 27-36 mm (Männchen), 35-45 mm (Weibchen). Männchen: Körper orangebraun, dicht behaart; Fühler doppelt gekämmt; Vorderflügelgrundfarbe orangebraun, mit verdunkeltem Saumfeld sowie zwei gelblich-orangen, gebogenen Querbinden nahe der Flügelbasis und am äußeren Drittel, beide zum Mittelfeld hin ockerbraun begrenzt; großer weißer Diskoidalfleck, schmal dunkelbraun umrandet; Hinterflügel gleich gefärbt wie Vorderflügelsaum. Weibchen: Körper rotbraun, kurz behaart, Hinterleibende bei frisch geschlüpften Tieren mit grauer Afterwolle; Fühler kurz gezähnt; Vorderflügelgrundfarbe dunkel rotbraun, Zeichnungselemente ansonsten wie beim Männchen; Hinterflügel etwas blasser gefärbt als Vorderflügelgrundfarbe.

60.1.3 Biologie

Die Eiablage erfolgt im Herbst in spiralförmigen Gelegen von 50 bis 100 Eiern an Ästchen der Raupennahrungspflanze. Als Schutz werden die Eier mit der weiblichen Afterwolle bedeckt, ein Charakteristikum für alle *Eriogaster*-Arten. Nach der Eiüberwinterung schlüpfen im April die kleinen Raupen, die bis nach der 1. Häutung während der Ruhezeiten gemeinsam in einem Nest leben, nach der 2. Häutung bis zur Verpuppung im Juni-Juli solitär. Als Raupennahrungspflanzen kommen eine ganze Reihe von Laubhölzern in Frage. Im östlichen Österreich bevorzugt die Art Weißdorn (*Crataegus* spp.) und Schlehen (*Prunus spinosa*) (eigene Beob.). Laut Literaturmeldungen fressen die Raupen aber auch an Blättern von anderen Rosengewächsen wie *Prunus* spp. und *Pyrus* spp. sowie an Eichen (*Quercus* spp.), Birken (*Betula* spp.), Weiden (*Salix* spp.), Pappeln (*Populus* spp.), Ulmen (*Ulmus* spp.), Berberitzen (*Berberis vulgaris*) etc. (SPULER, 1908; ROUGEOUT & VIETTE, 1983; FRANZ, 1985; FREINA & WITT, 1987; EBERT, 1994; WEIDEMANN & KÖHLER, 1996). Die Verpuppung erfolgt im Labor und vermutlich auch im Freiland in einem extrem dichten Kokon am Bodensubstrat oder in der Erde. Die Falter bleiben während der Sommermonate voll entwickelt in der Puppe und schlüpfen normalerweise erst ab September (PRO NATURA, 2000). Die Flugzeit erstreckt sich in Österreich von Ende August bis Anfang November, wobei die vorliegenden Daten einen Schwerpunkt zwischen Ende September und Mitte Oktober erkennen lassen. Nach verschiedenen Quellen fliegt der Falter vereinzelt auch im Frühjahr (LAMPERT, 1908; SPULER, 1908; FREINA & WITT, 1987; ZOBODAT) eine Verhaltensweise, die auch bei anderen Herbstarten bekannt ist (AISTLEITNER, 1999) und vermutlich eine Anpassung an frühe Wintereinbrüche darstellt. Die Falter lassen sich vor allem in der ersten Nachthälfte durch Kunstlichtquellen nachweisen, zu dieser Zeit erfolgt auch die Kopulation sowie die Eiablage (PRO NATURA, 2000). Die Imagines nehmen auf Grund reduzierter Mundwerkzeuge keine Nahrung zu sich.

60.1.4 Autökologie

Der Hecken-Wollafter besiedelt trockene, xerotherme Schlehen- und Weißdornhecken, strukturreiche Waldränder sowie eher flachgründige verbuschende Magerrasen und Trockenrasengesellschaften. Die (auch ehemaligen) Lebensraumansprüche in Österreich sind generell noch unvollständig dokumentiert.

Die potenziell besiedelten Habitate umfassen folgende im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen: Formation von *Juniperus communis* auf Kalkheiden und –rasen (5130); Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (6210); Subpannonische Steppen-Trockenrasen (6240); Pannonischer Steppen-Trockenrasen auf Löß (6250).

Außerhalb des Bundesgebietes (und in einzelnen Populationen im südlichen Burgenland; eigene Beob.) wird die Art aber auch für lichte und feuchte Laubwaldgebiete mit Waldschlägen und kleinflächige Mosaike von Lichtungen und Waldmänteln gemeldet (WEIDEMANN & KÖHLER, 1996; PRO NATURA, 2000). Bevorzugter geologischer Untergrund sind karbonathaltige Böden (HELSDINGEN et al., 1996).

60.1.5 Populationsökologie

Raupendichte durch aggregiertes Auftreten in Nestern lokal hoch. Imagines jedoch immer einzeln, vermutlich aber auch durch schwierigen Nachweis artifiziell unterrepräsentiert.

K-Strategie; Ausbreitungspotenzial gering; Wanderungen unbekannt. Imagines werden zumeist nur in unmittelbarer Nähe der Larvalhabitate gefunden.

60.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Westpaläarktisch verbreitete Art, deren Areal sich von Nordspanien durch das mittlere und südliche Europa bis zum Ural erstreckt, im Süden bis nach Süditalien, im Südosten die Türkei erreichend, im Norden Norddeutschland (EBERT, 1994; KARSHOLT & RAZOWSKI, 1996). Das Areal ist – vermutlich auch als Folge der starken Regressionstendenzen der letzten 100 Jahre – vor allem in Mitteleuropa bereits sehr stark zersplittert.

EU-Verbreitung: Innerhalb der EU 15 ist *Eriogaster catax* nur regional verbreitet und fehlt in sämtlichen skandinavischen Ländern einschließlich Dänemarks, dem Baltikum und Polen sowie in Portugal, Großbritannien und Irland völlig. Bestandsreiche Populationen finden sich fast nur mehr in den mittel-osteuropäischen Beitrittsländern Slowakei, Tschechien und Ungarn. Die Vorkommen sind ausschließlich auf die kontinentale Region beschränkt.

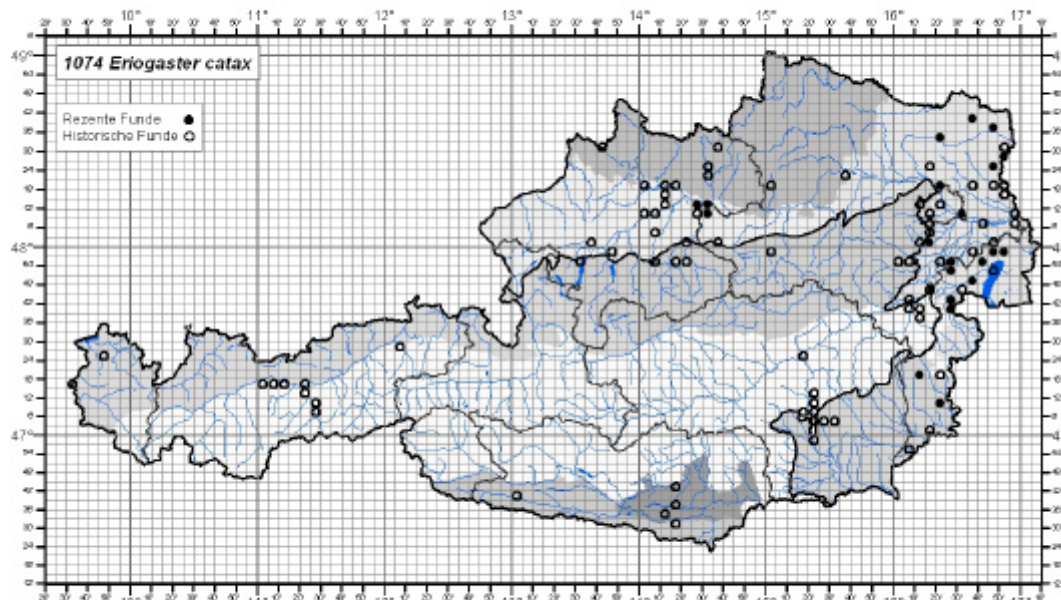
Österreich-Verbreitung: *Eriogaster catax* besiedelt in Österreich aktuell nur mehr die östlichsten Teile des Bundesgebietes, vor allem das Burgenland sowie das östliche Niederösterreich (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2001). Die vertikale Erstreckung der Populationen ist sehr gering, primär handelt es sich um eine Art der planaren und kollinen Stufe. Zahlreiche Raupennachweise in den Föhntälern des Brennergebietes und somit in der unteren montanen Stufe Tirols (GALVAGNI, 1900) sind durchwegs historisch.

Die potenzielle Verbreitung des Hecken-Wollafters in Österreich ist sowohl auf Grund des Nahrungsspektrums der Raupen als auch der Habitatansprüche von Präimaginalstadien und Adulten, auch unter Berücksichtigung historischer Angaben, wesentlich größer als das rezent besiedelte Areal. Geeignete Habitate finden sich in fast allen Bundesländern, vor allem aber in den südlichen Landesteilen. Da die eigentlichen Ursachen der Arealregression aber weitgehend im dunklen liegen und vermutlich natürlich sind, bestehen bis zu einer eindeutigen Klärung dieser Zusammenhänge nur geringe Aussichten einer nachhaltigen Bestandsförderung durch direkte anthropogene Maßnahmen.

Eriogaster catax wurde bis 1962 an wenigen Stellen im Vorarlberger Rheintal nachgewiesen, ist in diesem Bundesland aber seither verschollen (AISTLEITNER, 1999; HUEMER, 2001). Bis

ca. 1935 wurde sie auch nachweislich in Tirol registriert (coll. Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum). Ebenfalls in die erste Hälfte des 20. Jh. zurück reichen die letzten Nachweise für Kärnten (THURNER, 1948; WIESER & HUEMER, 1999); in der Steiermark war *E. catax* noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts vor allem in den mittleren Landesteilen relativ weit verbreitet (HOFFMANN & KLOS, 1915), der letzte Nachweis aus dem Bundesland datiert aber aus dem Jahr 1958 (HABELER, schriftl. Mitt.). Des Weiteren sind viele ehemalige Populationen im östlichen Österreich erloschen (KUSDAS & REICHL, 1974; HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2001; WEIGAND & WIMMER, 2002). Meldungen aus Salzburg (HUEMER & TARMANN, 1993) sind nicht verifizierbar und fehlen daher bei EMBACHER (2000). Die Frage, ob die alten Angaben aus Salzburg stimmen, muss offen bleiben (EMBACHER, 1990).

Die rezente Bestandessituation ist niedrig und die aktuellen Fundorte nach 1980 verteilen sich auf lediglich 21 5 x 3-Minuten-Raster, vor 1980 wurde die Art in 88 Rasterfeldern belegt (vgl. Verbreitungskarte). Mit Abstand am günstigsten ist die Lage dabei noch im (nördlichen) Burgenland und im östlichen Niederösterreich.



Stand: Dezember 2003

umweltbundesamt

60.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: DD (data deficient); Nationale Rote Liste: „stark gefährdet“ (HUEMER et al., 1994); Gefährdung nach Roten Listen der einzelnen Bundesländer: in Vorarlberg, Tirol und Kärnten „ausgestorben“; in Oberösterreich und der Steiermark: „vom Aussterben bedroht“ (HUEMER et al., 1994; HAUSER, 1996; WIESER & HUEMER, 1999; HUEMER, 2001). Für die Bundesländer Niederösterreich, Wien und Burgenland liegen keine separaten Roten Listen der Nachfalter vor. Nach HUEMER et al. (1994) gilt der Hecken-Wollfalter in Niederösterreich sowie dem nördlichen Burgenland als „gefährdet“.

Schutzstatus: FFH-Anhang II und Anhang IV. In den Naturschutzgesetzen/Verordnungen sämtlicher Bundesländer (mit Vorkommen) geschützt.

Entwicklungstendenzen: Die Art hat in großen Teilen Österreichs starke Rückgänge zu verzeichnen und ist vor allem bis in die 1960er Jahre aus den westlichen und südlichen Bundesländern nach heutigem Kenntnisstand völlig verschwunden. Die Extinktionstendenzen waren fast gleichzeitig auch in Nachbarländern wie der Schweiz (PRO NATURA, 2000) oder in Süddeutschland (FREINA & WITT, 1987; EBERT, 1994) zu bemerken.

Gefährdungsursachen: Die Gefährdungsursachen oder Gründe für den Arealrückgang sind umstritten. Mit Sicherheit sind einzelne Populationen durch direkte anthropogene Eingriffe in die Habitate verschwunden bzw. entscheidend dezimiert worden, wie z.B. Änderung der Waldbewirtschaftung (WEIDEMANN & KÖHLER, 1996), Entfernung von Hecken, Gebüsch und Waldsäumen (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2001) oder auch Einsatz von Dimilin und anderen Insektiziden im Rahmen von „Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen“ (HELSDINGEN et al., 1996). Es finden sich aber auch heute noch in vielen von den Extinktionsprozessen betroffenen Regionen geeignete Lebensräume. Mit einiger Wahrscheinlichkeit handelt es sich bei den Rückgängen daher um eine (natürliche) Arealregression, die durch anthropogenen Einfluss überlagert wurde. Konkrete Hinweise auf klimatische Ursachen für den Populationschwund wie in PRO NATURA (2000) spekuliert wird, existieren nicht. Der Arealschwund etlicher wärmeliebender Arten zu Beginn des 20. Jahrhunderts ist zwar auffällig (vgl. z.B. HUEMER, 2001) widerspricht aber den Ausbreitungstendenzen vieler wärmeliebender Arten als mögliche Folge der globalen Erwärmung.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Konkrete Artenschutzmaßnahmen sind nicht bekannt. Lediglich allgemeinere Forderungen wie Schutz der Heckenbereiche mit Raupennestern oder Verzicht auf Einsatz von Insektiziden in den Verbreitungsgebieten können diesbezüglich genannt werden. Vordringlich ist vorerst eine möglichst vollständige Kartierung der noch vorhandenen Populationen in Österreich sowie eine auf regionale Aspekte abgestimmte Erhebung autökologischer Ansprüche! Im Anschluss an diese Grundlagenerhebungen wären Pflegepläne auszuarbeiten, welche die Autökologie und Biologie des Hecken-Wollafters berücksichtigen.

60.1.8 Verantwortung

Eriogaster catax ist in den meisten EU-Ländern einem extrem starken Rückgang unterworfen. Österreich zählt in Mitteleuropa zu den wenigen Staaten mit noch einigermaßen individuenreichen und stabilen Populationen. Bedingt durch die ausstehende Analyse des aktuellen Verbreitungsgebietes ergeben sich erheblich Defizite bezüglich des Abdeckungsgrades in den bereits ausgewiesenen pSCI. Lediglich für Niederösterreich liegen detaillierte Bewertungen vor (HÖTTINGER & PENNERSTORFER, 2001), die in mehreren Natura 2000-Gebieten auch aktuelle Nachweise nach 1980 belegen. Im Burgenland werden derartige Grundlagenerhebungen im Jahr 2004 durchgeführt (KOO, mündl. Mitt.), während in den anderen Bundesländern kaum noch stabile Populationen zu erwarten sind.

60.1.9 Kartierung

Eriogaster catax kann als Imago durch Lichtfallen bzw. andere künstliche Lichtquellen erfasst werden. Zu beachten ist diesbezüglich vor allem das jahreszeitlich späte Auftreten. Generell sind die Nachweisdichten im Falterstadium aber sehr niedrig und eine wesentlich bessere und zuverlässigere Möglichkeit ist die Kartierung von Eigelegen sowie insbesondere der Raupen (eigene Beob.). Die Raupensuche würde sich überdies zur flächenscharfen Erhebung der Habitate eignen und eine wesentliche Grundlage für Pflegepläne darstellen. Außerdem würde dies zu einer Verbesserung der autökologischen Kenntnisse beitragen.

BOLZ (2001) empfiehlt im Frühjahr eine Erfassung der Gespinstanzahl, Größe sowie der Raupenanzahl und beschreibt die erheblichen Vorteile dieser Methode gegenüber der Suche nach Eigelegen, die nicht nur schwieriger zu finden sind, sondern überdies von der Afterwolle be-

deckt keine genaue Zählung zulassen. Außerdem kann es sehr leicht zu Verwechslungen mit Eigelegten des Gewöhnlichen Wollafers (*Eriogaster lanestris*) kommen (eigene Beob.). In einer qualitativen Ersterfassung potenzieller Habitate durch Frühjahrssuche von Raupengespinnten und ergänzenden Lichtfang im Herbst werden die räumlichen Parameter der besiedelten Flächen erfasst. Unbesiedelte aber potenziell geeignete Habitate sind im 2. und 5. Jahr nach Beginn der Ersterhebung zu kontrollieren. Dicht besiedelte Bereiche sollten flächendeckend mittels 20 m breiten Transekten abgesucht werden, die restlichen Flächen mit einem 50 m weiten Transektnetz untersucht werden. Erhebungen in großflächigen Habitats müssen auf eine repräsentative Flächenauswahl eingeschränkt werden. Die Raupensuche sollte alle 3 Jahre wiederholt werden um Populationsschwankungen zu dokumentieren.

Als parallel zu den Raupenerfassungen im Rahmen der Berichtspflichten anzuwendende Methode schlägt BOLZ (2001) den Einsatz von automatischen 15 Watt Lebend-Lichtfallen vor, die in ca. 2 m Höhe ausgebracht werden sollten. Eine Erfassung von Witterungsparametern sowie die Eintragung des Standortes in eine genaue Karte werden empfohlen. Die Individuen sollten nach Geschlechtern getrennt protokolliert werden. Insgesamt werden während der erwarteten Hauptflugzeit 3 Begehungen in etwa einwöchigem Abstand als sinnvoll erachtet. Die Falter lassen sich allerdings nach eigenen Befunden auch durch Quecksilberdampflampen anlocken, zu beachten ist daher jedenfalls eine einheitliche Methodik in der Erfassung mit künstlichen Lichtquellen.

Die Habitate sollten strukturell unter Berücksichtigung von Parametern wie Verbuschungsgrad, Beschattung, Oberholz- und Unterholzdichte sowie Deckung der Krautschicht und Verfügbarkeit von Schlehen- bzw. Weißdornhecken erfasst werden (BOLZ, 2001). Die Dokumentation der Habitatnutzung sowie der Flächengröße und räumliche Anordnung der besiedelten Habitate zueinander werden überdies als unerlässlich angesehen und die Befragungen sollten durch eine Begehung während der Vegetationszeit abgesichert werden. Es wird empfohlen diese Kartierungen alle 3 Jahre parallel zu den standardisierten Raupen- und Faltererhebungen durchzuführen bzw. zu wiederholen.

60.1.10 Wissenslücken

Die Biologie und Ökologie des Hecken-Wollafers ist regional differenziert und daher nicht generalisierend für alle Lebensräume zu interpretieren. Dementsprechend bestehen teilweise noch erhebliche Defizite in der Kenntnis von Lebensraumsansprüchen, lokalen Raupennahrungspflanzen etc.

Die historische Verbreitung sowie die rezente Entwicklung der Bestände ist lediglich ansatzweise bekannt, deutet allerdings auf drastische Rückgänge im gesamten mitteleuropäischen Raum hin. Gezielte Kartierungen sind dringend nötig!

Konkrete Erhaltungs- und Artenschutzmaßnahmen für *Eriogaster catax* sind unbekannt. Voraussetzung für alle Maßnahmen ist aber mit Sicherheit eine geeignete Habitatstruktur einschließlich der regional bevorzugten Raupennahrungspflanzen.

60.1.11 Literatur und Quellen

- AISTLEITNER, E. (1999): Die Schmetterlinge Vorarlbergs. Band 1. Gebietsbeschreibung, Tagfalter, Spinner und Schwärmer (Lepidoptera, Diurna, Bombyces et Sphinges sensu classico). - Vorarlberger Naturschau 5: 7-390.
- BOLZ, R. (2001): Hecken-Wollafter (*Eriogaster catax*). In: FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 24. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 358-362.
- EBERT, G. (Hrsg.) (1994): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 4 Nachtfalter II. Ulmer Verlag, Stuttgart. 535 S.

- EMBACHER, G. (1990): Kritische Bemerkungen zu zweifelhaften Lepidopterenfunden inklusive Nachtrag zur Bibliographie der Schmetterlingsfauna des Landes Salzburg (Insecta, Lepidoptera). - Entomofauna 11(11): 177-213.
- EMBACHER, G. (1996): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. 3., neu bearbeitet Auflage. - Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 13/02 Naturschutzreferat, 7/96: 1-43.
- EMBACHER, G. (2000): Prodrum 2000. Die Großschmetterlinge des Landes Salzburg. Kommentierte Liste – Verbreitung – Gefährdung (Insecta: Lepidoptera). - Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 13/02 Naturschutzreferat, 25/00: 1-85.
- FRANZ, H. (1985): Die Nordostalpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band 5. Lepidoptera II. Teil: Rhopalocera, Hesperidae, Bombyces, Sphinges, Noctuidae, Geometridae. Bearbeitet von W. MACK. - Universitätsverlag Wagner, Innsbruck. 476 S.
- FREINA, J. J. DE & WITT, T. J. (1987): Die Bombyces und Sphinges der Westpaläarktis (Insecta, Lepidoptera). - Edition Forschung und Wissenschaft, München. 708 S.
- GALVAGNI, E. (1900): Beitrag zur Lepidopterenfauna des Brennergebietes. - Verh. zool.-bot. Ges. Wien 50: 561-576.
- HAUSER, E. (1996): Rote Liste der Groß-Schmetterlinge Oberösterreichs (Stand 1995). - Beitr. Naturk. Oberösterreichs 4: 53-66.
- HELSDINGEN, P. J. VAN, WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (1996): Background information on invertebrates of the Habitat Directive and the Bern Convention. Part I: Crustaceae, Coleoptera and Lepidoptera. - Nature and Environment No. 79. Council of Europe Publishing, Strasbourg, xii + 217 S.
- HOFFMANN, F. & KLOS, R. (1915): Die Schmetterlinge Steiermarks II. - Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 51: 249-441.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (2001): Natura 2000-Gebiete in Niederösterreich. Flächenscharfe Erhebung, Bewertung und GIS-Implementierung der Habitats von Anhang II Tierarten der Richtlinie 92/43/EWG in den pSCIs Niederösterreichs. Schmetterlinge (Lepidoptera). - Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag des Amtes der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz.
- HUEMER, P. (2001): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs. - Vorarlberger Naturschau, Dornbirn. 112 S., CD-ROM.
- HUEMER, P.; REICHL, E. R. & WIESER, C. (Red.) (1994): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Österreichs (Macrolepidoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. - Grüne Reihe des Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Wien: 215-264.
- HUEMER, P. & TARMANN, G. (1993): Die Schmetterlinge Österreichs (Lepidoptera). Systematisches Verzeichnis mit Verbreitungsangaben für die einzelnen Bundesländer. - Veröff. Tiroler Landesmus. Ferdinandeum, Suppl. 5: 1-224.
- KARSHOLT, O. & RAZOWSKI, J. (1996): The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. - Apollo Books, Stenstrup, 380 pp.
- KUDRNA, O. (2000): Die „deutschen“ Schmetterlingsarten der FFH-Richtlinie der EU. - Insecta, Berlin, 6: 45-53.
- KUSDAS, K. & REICHL, E. R. (Hrsg.) (1974): Die Schmetterlinge Oberösterreichs. Teil 2: Schwärmer, Spinner. - Ent. Arbeitsgem. OÖ. Landesmuseum, Linz. 263 S.
- LAMPERT, K. (1908): Die Großschmetterlinge und Raupen Mitteleuropas mit besonderer Berücksichtigung der biologischen Verhältnisse. - J. F. Schreiber, Esslingen und München, 308 + 18 S.
- MACK, W. (1985): Lepidoptera. II. Teil: Rhopalocera, Hesperidae, Bombyces, Sphinges, Noctuidae, Geometridae. In: FRANZ, H. (Hrsg.): Die Nordostalpen im Spiegel ihrer Landtierwelt, Band 5, Innsbruck. 484 S.

- PRO NATURA - SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (2000): Schmetterlinge und ihre Lebensräume. Arten - Gefährdung - Schutz. Schweiz und angrenzende Gebiete. Band 3. - Fototar AG, Egg. 914 S.
- REICHL, E. R. (1994): Verbreitungsatlas der Tierwelt Österreichs. Band 2, Lepidoptera – Sphinges/Bombyces – Schwärmer und Spinnerartige Nachtfalter. - Forschungsinstitut für Umweltinformatik, Linz, 176 + 8 S., 8 Farbtafeln.
- ROUGEOT, P. C. & VIETTE, P. (1983): Die Nachtfalter Europas und Nordafrikas. I. Schwärmer und Spinner (1. Teil). Bombycoidea: Endromidae, Lasiocampidae, Lemoniidae, Attacidae (= Saturniidae), Brahmaeidae, Notodontoidea: Notodontidae, Dilobidae, Thaumetopoeidae, Sphingidae, Ctenuchidae. - Verlag Erich Bauer, Keltern. 281 S.
- SPULER, A (1908): Die Schmetterlinge Europas I. Band. - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 385 S.
- THURNER, J. (1948): Die Schmetterlinge Kärntens und Osttirols. Faunistik und Ökologie Macros. - Carinthia II, Suppl. 10. 200 S.
- WEIDEMANN, H. J. & KÖHLER, J. (1996): Nachtfalter: Spinner und Schwärmer. - Naturbuch-Verlag, Augsburg. 512 S.
- WEIGAND, E. & WIMMER, J. (2002): Bestandserfassung der nach FFH-Richtlinie geschützten Schmetterlingsarten (Lepidoptera) im Gebiet des Nationalpark Kalkalpen (Oberösterreich, Austria). - Beitr. Naturk. Oberösterreichs 11: 579-597.
- WIESER, C. & HUEMER, P. (1999): Rote Listen der Schmetterlinge Kärntens. In: HOLZINGER, W. E.; MILDNER, P.; ROTTENBURG, T. & WIESER, C. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. - Naturschutz in Kärnten 15: 133-200.

Wichtige österreichische Datenquellen:

ZOBODAT, Linz

Naturhistorisches Museum, Wien

Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck.

Wichtige Experten und Kontaktpersonen für die Art:

R. Bolz (Deutschland).

60.2 Indikatoren und Schwellenwerte

60.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Größe des besiedelten Habitats	> 10 ha	2 - 10 ha	< 2 ha
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße (Anzahl Raupengespinste / 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 10 Gespinste	5 - 10 Gespinst	< 5 Gespinste

60.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

60.3 Bewertungsanleitung

60.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bewertung für den Erhaltungszustand:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

60.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

61 1078 EUPLAGIA QUADRIPUNCTARIA (PODA, 1761)

61.1 Schutzobjektsteckbrief

61.1.1 Schutzobjekt

Deutsche Namen: Spanische Fahne, Spanische Flagge, Russischer Bär; Felsbuschheiden-Prachtbär, Römerzahl, Russische Fahne. Die drei letztgenannten Namen sollten jedoch nicht mehr verwendet werden.

Synonyme: *Callimorpha quadripunctaria*, *Panaxia quadripunctaria*, *Euplagia hera*.

Die Art wird auch in einigen rezenten Arbeiten noch in der Gattung *Callimorpha* geführt. Wir folgen hier aber den neuesten Bearbeitungen, welche *Callimorpha* als valide Gattung für *C. dominula* verwenden, *Euplagia* hingegen für *E. quadripunctaria* (KARSHOLT & RAZOWSKI, 1996; GAEDIKE & HEINICKE, 1999; PRO NATURA, 2000).

61.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Lepidoptera, Arctiidae.

Unterarten: Die Art tritt in mehreren habituell differierenden geographischen Unterarten auf, neben der in Österreich und dem größten Teil des europäischen Areals vorkommenden Nominatrasse besonders die Taxa *E. quadripunctaria rhodosensis* (Rhodos) mit deutlich verschmälerten hellen Zeichnungselementen, *E. quadripunctaria fulgida* (Syrien) und *E. quadripunctaria splendidior* (Armenien, Nordiran bis Transkaukasien) mit deutlich breiteren und teils verschmolzenen hellen Zeichnungselementen. Aus Europa wurden überdies zahlreiche Individualformen beschrieben, die auch in Österreich auftreten, generell aber selten sind: mit gelben Hinterflügeln (f. *lutescens*), mit reduzierten hellen Querstreifen (f. *nigricans*), mit zusätzlich reduzierter Postdiskalbinde (f. *perfusca*), mit verbreiterten Querstreifen (f. *latefasciata*), mit bräunlich gefärbten Flecken (f. *brunnescens*) oder extrem große Tiere (f. *magna*) und viele andere.

Merkmale: Flügelspannweite: 43-58 mm (Männchen), 45-60 mm (Weibchen). Thorax metallisch schwarzgrünlich mit zwei weißlichgelben Längsstreifen; Abdomen orangegelb mit schwarzer Punktreihe am Rücken sowie lateral; Vorderflügelgrundfarbe schwarzgrünlich mit deutlichem Metallganz; weißlichgelbe Streifen am Innenrand, quer über den Flügel nach außen gerichtet bei 1/3, 2/3 sowie nach innen gerichtet nahe des Saums; letztere Querstreifen am Innenwinkel verschmolzen; zusätzliche kurze Costalstreifen an der Flügelbasis und in der Mitte; Hinterflügeloberseite zinnoberrot mit zwei ovalen Mittelflecken sowie einem langgezogenen nierenförmigen Randfleck.

61.1.3 Biologie

Die Eiablage erfolgt gruppenweise in einschichtigen Spiegeln an die Unterseite von Blättern, bevorzugt an Pflanzen in wärmebegünstigter Lage. Die Raupen schlüpfen nach ca. 2 Wochen (SPULER, 1910) noch im Herbst und überwintern in einem frühen Stadium (PRO NATURA, 2000). Die Fraßaktivität der Raupen liegt zumeist in den Nachtstunden. Als Nahrungspflanzen kommen eine Vielzahl von Kräutern und Hochstauden, aber auch Laubgebüsch in Frage, unter anderem sind Heckenkirsche (*Lonicera xylosteum*), Himbeere (*Rubus idaeus*), Stachelbeere (*Ribes uva-crispa*), Grau-Erle (*Alnus incana*), Weiden (*Salix* spp.), Haselnuss (*Corylus avellana*), Buche (*Fagus sylvatica*), Eschen (*Fraxinus* sp.), Eichen (*Quercus* sp.), Besenginster (*Sarothamnus* sp.), Weidenröschen (*Epilobium* sp.), Wiesen-Salbei (*Salvia pratensis*), Wege- rich (*Plantago* sp.), Taubnessel (*Lamium* sp.) und Fuchs-Greiskraut (*Senecio ovatus*) doku-

mentiert (SPULER, 1910; WEIDEMANN & KÖHLER, 1996; EBERT, 1997; PRO NATURA, 2000). Nach FREINA & WITT (1987) leben die Raupen vor der Überwinterung an krautigen Pflanzen, im Frühjahr jedoch hauptsächlich an Sträuchern, eine Feststellung, die jedoch von EBERT (1997) bezweifelt wird. Die Raupe verpuppt sich bis Anfang Juni in einem feinen Gespinnst an der Bodenoberfläche. Flugzeit von Mitte Juli bis Mitte September, mit einem deutlichen Maximum zwischen Ende Juli und Mitte August. Die Schmetterlinge sind überwiegend tagaktiv, seltener fliegen sie auch nachts zu künstlichen Lichtquellen. Der Falter weist eine hohe Präferenz für Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*) als Nektarpflanze auf, aber auch eine größere Anzahl weiterer Saugpflanzen sind bekannt wie z. B. *Origanum*, *Cirsium*, *Sambucus*, *Buddleja* (EBERT, 1997; eigene Beob.) bzw. *Mentha* und *Echium* (FREINA & WITT, 1987). Die Nahrungsaufnahme erfolgt ab dem frühen Vormittag bis in die Abendstunden.

Die Spanische Fahne weist auf der Insel Rhodos ein ausgeprägtes Migrationsverhalten auf und die Falter suchen für eine sommerliche Diapause einen im Vergleich zur Umgebung kühleren und feuchteren Schluchtlebensraum auf (ELGER, 1969; LENAU-JÜRGENS, 1971). In Mitteleuropa ist ein derartiges Verhalten nicht bekannt, und es gibt hier weder Beobachtungen zu einer Diapause noch über echte Migrationen. PRETSCHER (2000) bezeichnet die Art jedoch als Saisonwanderer 2. Ordnung mit häufigem jahrezeitlichen Ortswechsel zwischen Teillebensräumen.

61.1.4 Autökologie

Die Spanische Fahne besiedelt eine Vielzahl unterschiedlicher Habitats, die allerdings beinahe durchwegs mit Waldlebensräumen in Verbindung stehen. Besonders bevorzugt werden lichte, eher feuchtere und kühlere, aber auch trockenere Laub- und Mischwälder sowie feuchtere Schluchtwälder und flussbegleitende Gehölzstrukturen mit reichlich Hochstauden. Die Art tritt hier entlang der Waldrandbereiche, in Schlagfluren und Lichtungen sowie an Binnensäumen auf. Sonnige Stellen werden ebenso besiedelt wie halbschattige Flächen. Außerhalb der Waldbiotope kann *Euplagia quadripunctaria* auch in Heckengebieten und an hochstaudenreichen Wegsäumen vorkommen.

Die besiedelten Habitats umfassen vor allem folgende im Anhang I der FFH-Richtlinie aufgelisteten Lebensraumtypen: Hainsimsen-Buchenwald (9110); Waldmeister-Buchenwald (9130); Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (9170); Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (91E0); Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (91F0); Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus* (91G0).

61.1.5 Populationsökologie

Die Individuendichte ist mäßig bis hoch, in optimalen Habitats können innerhalb weniger Minuten 50 und mehr Individuen auf wenigen 100 m² beobachtet werden (eigene Beob.). Hinweise zur Geschlechterverteilung oder sonstige populationsdeterminierende Faktoren sind nicht existent!

Daten zur Populationsdynamik von *Euplagia quadripunctaria* liegen ebenfalls nicht vor. Das Ausbreitungspotenzial der Art ist bedingt durch typische r-Strategie durchaus hoch und EBERT (1997) meldet aktive Nahrungsflüge über 300 m. Das Verhalten entspricht einer Art mit Pioniercharakter (JELINEK, 2000).

61.1.6 Verbreitung und Bestand

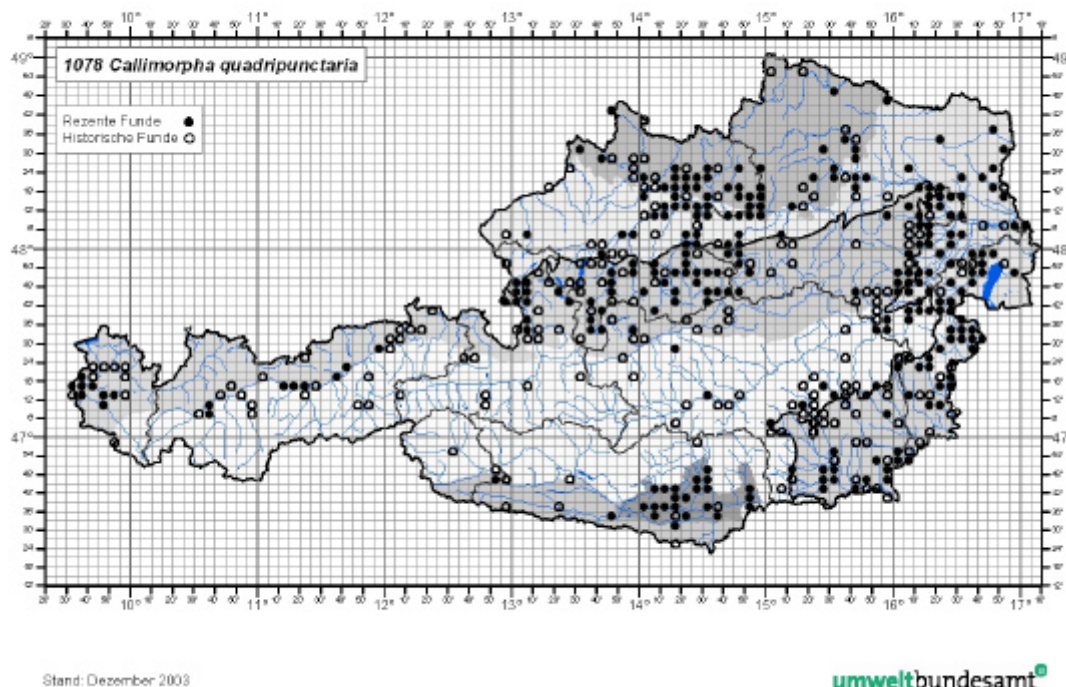
Gesamtverbreitung: Die Spanische Fahne ist eurasiatisch verbreitet und das Areal reicht von Portugal über große Teile des gemäßigten Europas bis nach Russland sowie in den Nordiran.

EU-Verbreitung: Innerhalb der EU 15 ist *Euplagia quadripunctaria* aktuell aus folgenden Ländern nachgewiesen: Portugal, Spanien, Frankreich, Großbritannien, Deutschland, Belgien, Luxemburg, Niederlande, Österreich, Italien und Griechenland. Die Art fehlt somit in Irland sowie im gesamten skandinavischen Raum.

Österreich-Verbreitung: Die aktuelle Verbreitung von *Euplagia quadripunctaria* in Österreich umfasst sämtliche Bundesländer, wobei die Vorkommensdichte in einigen Regionen der Nordalpen sowie des Alpenvorlandes besonders hoch ist. Die Vorkommen sind besonders in der kontinentalen, aber auch in der alpinen Region dokumentiert. Die Vertikalverbreitung ist allerdings nicht allzu ausgedehnt und die vorliegenden Verbreitungsdaten ergeben einen massiven Schwerpunkt der Fundorte in der planaren und kollinen Stufe. Einzelne Nachweise bis in die mittlere montane Region bei ca. 1.100 m dürften als autochthon gelten, darüber liegende Meldungen (bis über 2.000 m) beruhen hingegen auf lokal zugewanderten Tieren.

Die potenzielle Verbreitung im Bundesgebiet entspricht weitgehend dem aktuellen Vorkommen. Auch die historische Verbreitung weicht von den aktuellen Nachweisen nur in Details, wie lokale Auslöschung von Populationen, ab.

Die Bestandessituation ist in Bezug auf Populationsstärken oder flächendeckender Erhebung der aktuellen Vorkommen unbekannt. Allerdings sind die Gesamtbestände generell hoch und vor allem durch eine hohe Anzahl von aktuellen Fundorten nach 1980, die sich auf 264 5 x 3-Minuten-Raster beziehen, gesichert. Auch aus dem Zeitraum vor 1980 liegen Nachweise aus 313 Rasterfeldern vor (vgl. Verbreitungskarte). Die „weißen Flecken“ in der Verbreitungskarte sind in den allermeisten Fällen schlicht und einfach auf Kartierungsdefizite zurückzuführen (Nachholbedarf!)



61.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: *Euplagia quadripunctaria* fehlt in der IUCN Red List. In der aktuellen Version der Nationalen Roten Liste (HUEMER et al., 1994) wird die Art als „?gefährdet“ aufgelistet. Gefährdung nach Roten Listen der einzelnen Bundesländer: in Vorarlberg, Salzburg, Kärnten, Steiermark, Oberösterreich nicht gefährdet (HUEMER et al., 1994; EMBACHER, 1996; HAUSER, 1996; WIESER & HUEMER, 1999; HUEMER, 2001); in Wien „potenziell gefährdet“ und in Tirol „gefährdet“ (HUEMER et al., 1994). Für die Bundesländer Niederösterreich, Wien und Burgenland liegen keine separaten Roten Listen der Nachtfalter vor. Nach HUEMER et al. (1994) gilt die Spanische Fahne in Niederösterreich sowie dem nördlichen Burgenland als nicht gefährdet.

Schutzstatus: FFH-Anhang II; prioritäre Art! In den Naturschutzgesetzen/Verordnungen sämtlicher Bundesländer geschützt.

Die Berücksichtigung von *Euplagia quadripunctaria* im FFH-Anhang II bzw. die Beurteilung als prioritäre Art sind fachlich äußerst umstritten, da es sich um eine in Europa weit verbreitete und in großen Teilen ungefährdete Art handelt (HUEMER, 1995; KUDRNA, 2000; JELINEK, 2000). Die Aufnahme in den Anhang geht auf die Bestrebungen Griechenlands zurück, die auf Rhodos endemische *Euplagia quadripunctaria rhodosensis* entsprechend zu schützen (HELSDINGEN et al., 1996). Im Laufe des Aufnahmeverfahrens wurde schließlich die Unterart (versehentlich) fallengelassen und der Schutz auf die Art ausgedehnt. Trotz dieser kritischen Stimmen, wird die Art aber auch als bedeutende Indikatorgröße für naturbelassene und naturnahe Bachufer angesehen (WEIGAND & WIMMER, 2002).

Entwicklungstendenzen: Aus den vorliegenden Daten lassen sich keine Rückgänge in den Beständen ableiten. In Nachbargebieten wie Baden-Württemberg wurde in den letzten Dezenen eine Zunahme der Bestände registriert (EBERT, 1997).

Gefährdungsursachen: Gefährdungsursachen können lokal wirksam werden, wie u.a. frühzeitiges Mähen der Wasserdostbestände entlang von Wegrändern und Böschungen oder forstwirtschaftliche Maßnahmen wie Anpflanzung von dichten Fichtenmonokulturen (PRETSCHER, 2000), aber auch vollständige Lebensraumvernichtung durch Überbauung. Derartige lokale Gefährdungsmomente ändern aber nichts an der insgesamt günstigen Situation.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Auf Grund der weiten horizontalen Verbreitung sowie der hohen Populationsdichten sind keine direkten Artenschutzmaßnahmen sowie keine Pflege- und Managementmaßnahmen einzufordern.

61.1.8 Verantwortung

Die österreichischen Vorkommen liegen im Zentrum der Verbreitung des europäischen Teilareals (vgl. Verbreitungskarte in FREINA & WITT, 1987). Da die Art in Europa sehr weit verbreitet und in der Regel in den Ländern mit Vorkommensnachweisen nicht gefährdet ist, ergibt sich für die Erhaltung der Populationen in Österreich keine erhöhte Verantwortung.

61.1.9 Kartierung

Die Imagines lassen sich tagsüber sehr leicht auf Blüten, vor allem am Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*) nachweisen. Eine qualitative Erfassung ist daher unproblematisch.

Eine standardisierte Erhebung der Bestände mittels Transektbegehungen wird von BOLZ (2001) besonders im Bereich linearer Geländestrukturen wie Wegen als probate Methodik angesehen. Die Standardbedingungen zur Erfassung wurden verschiedentlich beschrieben (u.a. STEFFNY et al., 1984) und berücksichtigen vor allem vergleichbare Witterungsbedingungen sowie fixe Transektabschnitte. Die Linientransekte sollten Bestände des Wasserdostes auf-

weisen, mindestens 20 m breit sein und große Teilflächen abdecken. Allerdings sind bedingt durch Witterungsabhängigkeit der Flugzeit mehrere Begehungen zum erwarteten Flugzeitmaximum notwendig. BOLZ (2001) schlägt daher 3 Begehungen in diesem Zeitraum vor sowie überdies Wiederholungen im Abstand von 3 Jahren um Populationsschwankungen erfassbar zu machen. Der Maximalwert eines Jahres dient als Vergleichswert.

Ein Nachweis der Präimaginalstadien ist hingegen durch die reich strukturierten Habitate sehr schwierig und im Rahmen der Berichtspflichten nicht sinnvoll durchführbar.

Als Alternativmethode im Rahmen der Berichtspflichten schlägt BOLZ (2001) den Einsatz von Lichtfallen bzw. persönlich betreuten Lichtquellen mit superaktinischem Licht vor. Insgesamt werden während der erwarteten Hauptflugzeit 3 Begehungen in etwa einwöchigem Abstand als sinnvoll erachtet. Die Falter lassen sich allerdings nach eigenen Befunden auch durch Quecksilberdampflampen anlocken, zu beachten ist daher jedenfalls eine einheitliche Methodik in der Erfassung mit künstlichen Lichtquellen.

Die Habitate sollten nach BOLZ (2001) strukturell unter Berücksichtigung von Parametern wie Verbuschungsgrad, Beschattung, Oberholz- und Unterholzdichte sowie Deckung der Krautschicht erfasst werden. Überdies wird die Einholung von Informationen zur Nutzung der Habitate sowie eine Dokumentation der Flächengröße und räumliche Anordnung der besiedelten Habitate zueinander als unerlässlich angesehen und die Befragungen sollten durch eine Begehung während der Vegetationszeit abgesichert werden. Es wird empfohlen, diese Kartierungen alle 3 Jahre durchzuführen bzw. zu wiederholen.

61.1.10 Wissenslücken

Die Wissenslücken betreffen vor allem die Verbreitungs- und Bestandesdokumentation. Dazu sind gezielte Kartierungen in den meisten nominierten Natura 2000-Gebieten erforderlich. Auch die Daten zur Populationsökologie, insbesondere zum Ausbreitungsvermögen sind noch sehr dürftig.

Im angewandten Artenschutz fehlen Angaben zu Reaktion der Art auf Bewirtschaftungseingriffe bzw. Pflegemaßnahmen nahezu völlig.

61.1.11 Literatur und Quellen

- BOLZ, R. (2001): Spanische Flagge (*Euplagia quadripunctaria*). In: FARTMANN, T.; GUNNEMANN, H.; SALM, P. & SCHRÖDER, E.: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 24. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 374-379.
- EBERT, G. (Hrsg.) (1997): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 5, Nachfalter III. - Ulmer Verlag, Stuttgart. 575 S.
- ELGER, R. (1969): Freilandstudien zur Biologie und Ökologie von *Panaxia quadripunctaria* (Lepidoptera, Arctiidae) auf der Insel Rhodos. - Oecologia 2: 162-197.
- EMBACHER, G. (1996): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. 3., neu bearbeitet Auflage. - Amt der Salzburger Landesregierung, Abt. 13/02 Naturschutzreferat, 7/96: 1-43.
- FREINA, J. J. DE & WITT, T. J. (1987): Die Bombyces und Sphinges der Westpaläarktis (Insecta, Lepidoptera). - Edition Forschung und Wissenschaft, München. 708 S.
- GAEDIKE, R. & HEINICKE, W. (1999): Verzeichnis der Schmetterlinge Deutschlands (Entomofauna Germanica 3). - Ent. Nachr. Ber., Suppl. 5: 1-216.
- HAUSER, E. (1996): Rote Liste der Groß-Schmetterlinge Oberösterreichs (Stand 1995). - Beitr. Naturk. Oberösterreichs 4: 53-66.

- HELSDINGEN, P. J. VAN; WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (1996): Background information on invertebrates of the Habitat Directive and the Bern Convention. Part I: Crustaceae, Coleoptera and Lepidoptera. Nature and Environment No. 79. Council of Europe Publishing, Strasbourg. xii + 217 S.
- HUEMER, P. (1995): Österreich-alpin-endemische Schmetterlinge: schutzbedürftig im Sinne von EU-Richtlinien? - In: GEPP, J. (Hrsg.): Insekten als Indikatoren der Biotopbewertung. Österreichisches Entomologisches Fachgespräch 1995. Österreichische Entomologische Gesellschaft: 41-45.
- HUEMER, P. (2001): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs. - Vorarlberger Naturschau, Dornbirn: 112 S., CD-ROM.
- HUEMER P.; REICHL, E. R. & WIESER, C. (Red.) (1994): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Österreichs (Macrolepidoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Wien: 215-264.
- JELINEK, K.-H. (2000): *Callimorpha quadripunctaria* – eine geeignete FFH-Art? - Insecta, Berlin, 6: 59-60.
- KARSHOLT, O. & RAZOWSKI, J. (1996): The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. - Apollo Books, Stenstrup. 380 S.
- KUDRNA, O. (2000): Die „deutschen“ Schmetterlingsarten der FFH-Richtlinie der EU. - Insecta, Berlin, 6: 45-53.
- LENAU-JÜRGENS, H. (1971): Untersuchungen zum Migrationsverhalten von *Panaxia quadripunctaria* Poda (Lepidoptera, Arctiidae) auf der Insel Rhodos. - Forma et functio 4: 1-45.
- MACK, W. (1985): Lepidoptera. II. Teil: Rhopalocera, Hesperiiidae, Bombyces, Sphinges, Noctuidae, Geometridae. In: FRANZ, H. (Hrsg.): Die Nordostalpen im Spiegel ihrer Landtierwelt, Band 5, Innsbruck. 484 S.
- PRETSCHER, P. (2000): Gefährdung, Verbreitung und Schutz der Bärenspinnerart "Spanische Fahne" in Deutschland. - Natur und Landschaft 75: 370-377.
- PRO NATURA – SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (2000): Schmetterlinge und ihre Lebensräume. Arten – Gefährdung – Schutz. Schweiz und angrenzende Gebiete. Band 3. - Foto-rotar AG, Egg. 914 S.
- REICHL, E. R. (1994): Verbreitungsatlas der Tierwelt Österreichs. Band 2, Lepidoptera – Sphinges/Bombyces – Schwärmer und Spinnerartige Nachfalter. - Forschungsinstitut für Umweltinformatik, Linz. 176 + 8 S., 8 Farbtafeln.
- SPULER, A. (1910): Die Schmetterlinge Europas II. Band. - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 523 S.
- STEFFNY, H.; KRATOCHWIL, A. & WOLF, A. (1984): Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, Hesperiiidae, Zygaenidae) und Hummeln (Apidae, *Bombus*) im Naturschutzgebiet Taubergießen (Oberrheinebene) – Transekt-Untersuchungen als Entscheidungshilfe für Pflegemaßnahmen. - Natur und Landschaft 59: 435-443.
- WEIDEMANN, H. J. & KÖHLER, J. (1996): Nachfalter: Spinner und Schwärmer. - Naturbuch-Verlag, Augsburg. 512 S.
- WEIGAND, E. & WIMMER, J. (2002): Bestandserfassung der nach FFH-Richtlinie geschützten Schmetterlingsarten (Lepidoptera) im Gebiet des Nationalpark Kalkalpen (Oberösterreich, Austria). - Beitr. Naturk. Oberösterreichs 11: 579-597.
- WIESER, C. & HUEMER, P. (1999): Rote Listen der Schmetterlinge Kärntens. In: HOLZINGER, W. E.; MILDNER, P.; ROTTENBURG, T. & WIESER, C. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. - Naturschutz in Kärnten 15: 133-200.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art:

R. Bolz (Deutschland), A. Legakis (Griechenland: *C. quadripunctaria rhodosensis*)

Wichtige österreichische Datenquellen:

ZOBODAT, Linz

Naturhistorisches Museum, Wien

Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck.

Datenbank von Josef Pennerstorfer & Helmut Höttinger, Wien

61.2 Indikatoren und Schwellenwerte**61.2.1 Indikatoren für die Population**

Habitatindikatoren	A	B	C
Anteil an Wald und gehölzdominierten Lebensräumen am Gesamtlebensraum	> 30 %	10 - 30 %	< 10 %
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße (Anzahl Imagines / 1 h erfolgsorientierter Suche bei Tage)	> 50 Imagines	10 - 50 Imagines	< 10 Imagines

61.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

61.3 Bewertungsanleitung**61.3.1 Bewertungsanleitung für die Population****Bewertung für den Erhaltungszustand:**

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

61.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

LIBELLEN

Bearbeiter: Mag. Rainer Raab

62 1037 OPHIOGOMPHUS CECILIA (FOURCROY, 1785)

62.1 Schutzobjektsteckbrief

62.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Grüne Flussjungfer

Synonyme: *Libellula cecilia*, *Aeshna serpentina*, *Diastatomma serpentina*, *Aeshna spectabilis*, *Gomphus serpentinus*, *Ophiogomphus serpentinus*

62.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Odonata, Gomphidae.

Unterarten: keine

Merkmale: Die Art unterscheidet sich deutlich von den übrigen Flussjungfern: der Thorax ist grün mit schmalen, schwarzen Streifen, das Abdomen schwarz-gelb (auf Segment eins und zwei schwarz-grün) gefleckt; die Körperlänge beträgt 50 bis 55 mm; Männchen: Abdomen im Bereich des achten und neunten Segmentes deutlich keilförmig erweitert (BELLMANN, 1993).

62.1.3 Biologie

Die Flugzeit von *O. cecilia* beginnt Anfang Juni und reicht bis Mitte Oktober. Die Hauptflugzeit beginnt Mitte Juli und endet Ende September.

Die Eiablage, die vom Weibchen ohne Begleitung des Männchens durchgeführt wird, erfolgt an kleineren Gewässern an seichten Stellen, wo sandige Substrate die Wasseroberfläche erreichen. Nur selten können die Weibchen der Grünen Flussjungfer beim Auspressen eines Eibalens beobachtet werden (STERNBERG & BUCHWALD, 2000).

Die Larven bevorzugen jene Bereiche im Flussbett, die grobe Sandsubstrate und eine schnelle Strömung aufweisen. Sie jagen sowohl grabend als auch auf der Substratoberfläche. Die Larven graben sich ohne großen Vorschub stumpfwinklig in das Substrat. Vor dem Eindringen verankern sie sich durch leichte Bewegungen der Vorder- und Mittelbeine im Substrat. Nach dem Eingraben vollführen die Larven ruckartige Bewegungen mit dem Abdomen, um die Verbindung der respiratorischen Organe mit dem Freiwasser herzustellen. Die Larvalentwicklung dauert normalerweise 3 oder 4 Jahre, eventuell auch nur 2 Jahre (SUHLING & MÜLLER, 1996, STERNBERG & BUCHWALD, 2000).

Die Imagines verlassen die Larvalgewässer und verbringen die Reifezeit vor allem auf Waldlichtungen, sandigen Waldwegen und an Waldrändern, aber auch an Stillgewässern. Zumindest in manchen Regionen fliegen sie dabei auch in die Hochlagen des umliegenden Berglandes (STERNBERG & BUCHWALD, 2000). So können in Österreich an trockenwarmen Berghängen bis in 1300 m ü. NN zahlreiche Tiere bei den Reifungsflügen beobachtet werden (STARK, 1976).

Sowohl die Larven als auch die Imagines sind Räuber und fressen kleine Beutetiere. Die Larven sind bei der Beutewahl nicht wählerisch und fressen alles, was sie bewältigen können: herandriftende oder vorbeischwimmende Insektenlarven, Crustaceen, sowie dicht unter der Substratoberfläche grabende Beutetiere. So können sie selbst die flinken und stark gepanzerten Flohkrebse (*Corophium* spp. und *Gammarus* spp.) erbeuten (MÜLLER, 1995).

62.1.4 Autökologie

Die Grüne Flussjungfer lebt in Bächen, Flüssen sowie dynamischen Auengewässern mit sandigem Untergrund und einer gewissen Strömungsgeschwindigkeit sowie einer Mindestbreite von 3 m. Die Gewässer weisen keinen oder nur sehr spärlichen Wasserpflanzenbewuchs auf, das Wasser muss sauerstoffreich sein. Bevorzugt werden Bäche, deren Ufer teilweise bewaldet sind und zumindest eines der Ufer sollte kahle, sandige oder lehmige Stellen aufweisen, die ganz oder teilweise in der Sonne liegen.

O. cecilia besiedelt bevorzugt naturnahe, zumindest teilbesonnte Gewässer mit Gehölzen am Ufer. Diese Art ist jedoch vermutlich mehr ein guter Indikator für den naturnahen Zustand des Gewässergrundes als des gesamten Gewässerlaufs. Im Zusammenhang mit der Besiedlung eines Gewässers durch die Grüne Flussjungfer wird stets auf die Bedeutung des Substrates hingewiesen (STERNBERG & BUCHWALD, 2000).

Die Art kann sich im Lebensraumtyp „Flüsse mit Schlammflächen mit Vegetation des Chenopodium rubri p.p. und des Bidention p.p.“ (3270) fortpflanzen. Die Imagines können aber auch im Lebensraumtyp „Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe“ (6430) angetroffen werden.

62.1.5 Populationsökologie

Die Prädationsverluste beim Schlüpfen insbesondere durch die Bachstelze (*Motacilla alba*) betragen nach Untersuchungen von MÜLLER (1995) an der Oder jährlich insgesamt 6 bis 25 % (im Mittel 13 %). Mit fallenden Pegeln erhöhen sich die Prädationsraten, da *O. cecilia* dann zunehmend den verbreiterten, deckungsarmen Uferstreifen zum Schlüpfen nützte und nicht mehr die Vegetation, die von *M. alba* nicht bejagt wurde.

An den meisten Fließgewässern können nur wenige Individuen angetroffen werden. Nur an wenigen Fließgewässerabschnitten Österreichs können mehr als fünf adulte Exemplare pro Tag in einem Bereich von ca. 100 m Uferlänge beobachtet werden.

62.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Grüne Flussjungfer ist eine ostpaläarktische Art mit Verbreitungsschwerpunkt in Osteuropa und gilt als eurosibirisches Faunenelement. Die östliche Verbreitungsgrenze liegt wahrscheinlich in Kasachstan, die nördliche in Nordfinland und Nordschweden. Im Westen reicht das geschlossene Verbreitungsgebiet bis nach Deutschland. Weiter im Westen gibt bzw. gab es nur lokal begrenzte Vorkommen (SUHLING & MÜLLER, 1996; STERNBERG & BUCHWALD, 2000).

Europa: Innerhalb der EU 15 kommt die Art mit Ausnahme von Irland, Großbritannien und Norwegen in allen Mitgliedstaaten vor. In Schweden kommt die Art nur am Polarkreis vor und in Dänemark ist sie nur auf dem Festland zu finden. In Italien, Frankreich, Spanien und Portugal ist *O. cecilia* nur lokal verbreitet.

In Europa ist die Art sonst noch in der Schweiz, in Polen, in Slowenien, Ungarn und in Rumänien verbreitet. Aus den Baltischen Staaten, Weißrussland, der Russischen Föderation, der Ukraine, Moldau, Bulgarien, Tschechien und der Slowakei liegen vor allem alte Nachweise vor. Außerhalb Europas tritt die Art noch in kleinen Bereichen von Kasachstan und dem asiatischen Teil der Russischen Föderation auf (SCHORR, 1996).

Österreich: In Österreich ist die Grüne Flussjungfer mit Ausnahme von Tirol und Vorarlberg in allen Bundesländern nachgewiesen. Aus dem Burgenland stammen aktuelle Funde von der Güns, von der Raab, vom Stooberbach, vom Tauchenbach (AMBRUS et al., 1996), vom Zöbernbach (AMBRUS pers. Mitteilung), von der Rabnitz, von der Pinka (AMBRUS et al., 1996; MOOG und SAMWALD pers. Mitteilung), vom Zickenbach bei Güssing (SAMWALD pers. Mit-

teilung), von der Lafnitz (METZ und SAMWALD pers. Mitteilung), vom Nussgrabenbach (STARK pers. Mitteilung), vom Rohrbach (LANG und LANG pers. Mitteilung), von der Rechnitz (HÖTTINGER pers. Mitteilung) und von der Leitha (MOOG und MÜLLER pers. Mitteilung; RAAB unpubl.). Nur alte Nachweise von *O. cecilia* liegen vom Neusiedler See – Gebiet von der Hölle und vom Illmitzer Wäldchen (STOBBE, 1973, 1975; STARK, 1976) vor.

Aktuelle Fundorte der Grünen Flussjungfer in Niederösterreich liegen am Reißbach, am Braunaubach, an der Lainsitz, an der Thaya, an der Krems, in der Altenwörther Donauau, an der March, am Marchfeldkanal und an der Pielach (RAAB & CHWALA, 1997). Weitere aktuelle Fundorte liegen in den Donauauen bei Tulln (SCHULTZ, 2002), an der Fische (RAAB unpubl.), am Kamp, an der Zwettl (MOOG und WENGER pers. Mitteilung) und an der Kleinen Ysper (SCHWAIGHOFER pers. Mitteilung). In Niederösterreich liegen aus dem Bereich südlich von Wien nur alte Nachweise vor.

Aus Wien liegt nur ein alter Nachweis aus dem 19. Bezirk von Mader aus dem Zeitraum vor 1961 vor (Belegexemplar am Landesmuseum St. Pölten).

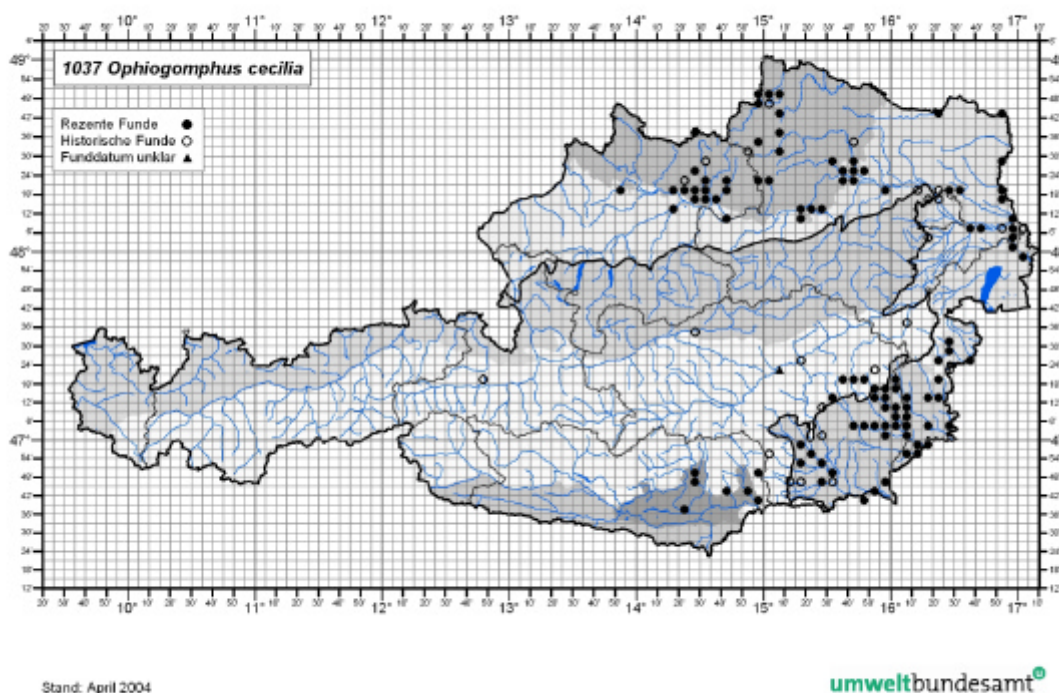
In der Steiermark stammen aktuelle Nachweise von *O. cecilia* von folgenden Bächen und Flüssen: Drauchenbach, Ilzbach, Lafnitz, Lobenbach, Lugitzbach, Safen (SAMWALD pers. Mitteilung), Feistritz (MAUERHOFER und SAMWALD pers. Mitteilung), Raab (SAMWALD und STARK pers. Mitteilung), Laßnitz (HOLZINGER und STARK pers. Mitteilung), Bach östlich des Umspannwerkes bei Zwaring (EHMANN und HOLZINGER pers. Mitteilung), Kainach (BEIERL, HOLZINGER, MOOG und STARK pers. Mitteilung), Mühlbach bei Stenzengreith (FRIESS pers. Mitteilung), Mühlbachgraben bei Stift Rein und Stainzbach (STARK pers. Mitteilung). Aus der Obersteiermark liegen nur alte Nachweise vor.

In Oberösterreich gibt es aktuelle Nachweise der Grünen Flussjungfer am Sammelgerinne Urfahr (LAISTER, 1996, pers. Mitteilung), am Wambach, am Höllmühlbach (LAISTER pers. Mitteilung), an der Feldaist (LAISTER und MOOG pers. Mitteilung), an der Naarn (MOOG und MOSER pers. Mitteilung, RAAB unpubl.), an der Maltsch (MOOG und OFENBÖCK pers. Mitteilung), an der Aist, am Aschbach, an der Großen Gusen, an der Großen Naarn, an der Gusen, an der Kleinen Gusen und an der Waldaist (MOOG pers. Mitteilung).

Aus Kärnten sind aktuelle Fundorte der Grünen Flussjungfer vom Griffnerbach, von Seitenarmen der Gurk (PETUTSCHNIG pers. Mitteilung) und von der Lavant (EHMANN, 1998; MOOG und PETUTSCHNIG pers. Mitteilung) bekannt. Alte Nachweise liegen von der Glan und vom Wörthersee - Ausfluss vor.

In Salzburg existieren nur alte Nachweise von Zell am See und vom Flachgau (LANDMANN 1984).

Erstaunlich ist der Nachweis eines alten Weibchens auf der Koralpe bei der Bärntalhütte in ca. 1600 m ü. NN (STARK pers. Mitteilung). An trockenwarmen Berghängen können bis in 1300 m ü. NN zahlreiche Tiere bei den Reifungsflügen beobachtet werden (STARK, 1976c). Der höchstgelegene bodenständige Fundort Österreichs befindet sich bei Groß-Gerungs an der Zwettl in ca. 650 m ü. NN (WENGER pers. Mitteilung).



62.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die Grüne Flussjungfer ist in der IUCN Red List (Fassung 1994) und in der European Red List (Fassung 1991) als "endangered" und in Österreich (Fassung 2004) als „Gefährdet (VU)“ eingestuft.

Schutzstatus: Die Art ist in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie sowie im Anhang II der Berner Konvention verzeichnet

Entwicklungstendenzen: In den letzten Jahrzehnten ist die Bestandsentwicklung dieser Art „abnehmend“ (-50 % bis -20 %), die Arealentwicklung „abnehmend“ (-50 % bis -20 %) und die Habitatentwicklung „stark abnehmend“ (-100 % bis -50 %).

Gefährdungsfaktoren: Als Hauptursache der Gefährdung dieser Art wird die Gewässerverschmutzung angegeben. Wahrscheinlich sind aber unmittelbare Eingriffe in die Fließgewässerökosysteme durch Ausbau und nachfolgende intensive Unterhaltung (Grundräumung, Ausbaggern) viel bedeutender (SCHORR, 1990).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Ausbaumaßnahmen sind zu unterlassen und die Extensivierung von Unterhaltungsmaßnahmen sollte gefördert werden (SCHORR, 1990). Die Baumaßnahmen zukünftiger Fließgewässerrenaturierungs- bzw. Vernetzungsprojekte müssen so erfolgen, dass notwendige Habitatstrukturen für diese Art, wie Sand- und Schotterbänke sowie kleinräumige Strömungswechsel, wieder natürlich entstehen können. Voraussetzung ist sowohl eine relativ konstant hohe Fließgeschwindigkeit als auch das Vorhandensein ausreichend breiter Uferstreifen, in denen das Fließgewässer sein Bett selbst gestalten kann. Kleine Lichtungen mit Wiesen am Gewässerrand fördern die Art, da sie Bereiche mit dichtem Wald am Gewässerrand nicht besiedelt. In ausgewählten Teilbereichen wird es daher erforderlich sein, für *O. cecilia* Auslichtungsmaßnahmen vorzunehmen.

62.1.8 Verantwortung

Die Verantwortung Österreichs für den Erhalt der Grünen Flussjungfer ist mit Bezug zur Verbreitungs- und Gefährdungssituation in der EU 15 als groß einzustufen. Grund dafür ist, dass die Art nur in zwei weiteren EU-Ländern (Deutschland, Finnland) weiter verbreitet ist und größere Vorkommen aufweist.

62.1.9 Kartierung

Die Grüne Flussjungfer kann häufig weit entfernt von den Fortpflanzungsgewässern angetroffen werden, da die Imagines ihre Reifezeit vor allem auf Waldlichtungen, sandigen Waldwegen und an Waldrändern, aber auch an Stillgewässern verbringen. Daher ist bei dieser Art selbst der Nachweis von juvenilen Exemplaren an einem Stillgewässer (z. B. an Mooren) kein Beleg für die Bodenständigkeit an diesem Gewässer.

Die Art lässt sich in der Regel über die Erfassung der Imagines effektiver nachweisen, als über die Larven. Deshalb wird die Erhebung dieses Parameters auch zur Erfassung des Erhaltungszustandes empfohlen.

62.1.10 Wissenslücken

Aus Österreich liegen keine regelmäßigen und systematischen Untersuchungen zur Verbreitung und zur Bestandssituation vor, weshalb in Zukunft gezielte Kartierungen durchzuführen sind.

62.1.11 Literatur und Quellen

- AMBRUS, A., BÄNKUTI, K. & KOVÁCS, T. (1996): Larval and adult data on the Odonata fauna of Burgenland (Austria). – *Odonata - Stadium larvale* 1, 69-77.
- BELLMANN, H. (1993): Libellen beobachten, bestimmen. Naturbuch. 274 S.
- EHMANN, H. (1998): Beitrag zur Kenntnis der Libellenfauna Kärntens (Insecta: Odonata). – *Carinthia II* 188/108, 607-617.
- LANDMANN, A. (1984): Die Libellenfauna des Bundeslandes Salzburg (Österreich) – eine Übersicht über den derzeitigen Erforschungsstand. – *Libellula* 3: 65 - 74.
- LAISTER, G. (1996): Bestand, Gefährdung und Ökologie der Libellenfauna der Großstadt Linz. – *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 40/41, 9-305.
- MÜLLER, O. (1995): Ökologische Untersuchungen an Gomphiden (Odonata: Anisoptera) unter besonderer Berücksichtigung ihrer Larvenstadien. – *Cuvillier, Göttingen* 234S.
- RAAB, R. & CHWALA, E. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Libellen (Insecta: Odonata), 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien. 91 S.
- SCHORR, M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland. SIO/Ursus Scientific Publishers, Bilthofen. 512 S.
- SCHORR, M. (1996): *Ophiogomphus cecilia* (Charpentier, 1825). In: HELSDINGEN, VAN P. J., WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D (Eds.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part II – Mantodea, Odonata, Orthoptera and Arachnida. Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 90, pp. 324-340.
- SCHULTZ, H. (2003): Die Libellenfauna der Donauauen bei Tulln (NÖ). Erhebung des ökologischen Zustandes auf Basis des Odonaten-Habitat-Index (OHI). – Unveröff. Diplomarbeit Universität Wien.
- STARK, W. (1976): Die Libellen der Steiermark und des Neusiedlerseegebietes in monographischer Sicht. – Unveröff. Diss. naturwiss. Fak. Univ. Graz, 186 S.

STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2. Ulmer, Stuttgart, 712 S

STOBBE, H. (1973): Odonatologischer Reisebericht Neusiedler-See 1971 in der Zeit vom 26.7.-5.8. – Naturk. Mitt. d. DJN-Distrikt Hamburg 33: 1-4.

STOBBE, H. (1975): Libellenbeobachtungen am Neusiedler-See/Burgenland-Österreich. – Naturk. Mitt. d. DJN-Distrikt Hamburg 37: 1-7.

SUHLING, F. & MÜLLER, O. (1996): Die Flußjungfern Europas. Westarp Wissenschaften, Magdeburg (Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 628). 237 S.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Naturhistorisches Museum, Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art:

G. Laister (Linz), R. Raab (Deutsch-Wagram), O. Müller (Brandenburg), M. Schorr (Saarland), F. Suhling (Niedersachsen)

62.2 Indikatoren und Schwellenwerte

62.2.1 Indikatoren für die Population

Habitat	A	B	C
Fortpflanzungsgewässer	Bäche, Flüsse sowie dynamische Auengewässer mit sandigem Untergrund und einer gewissen Strömungsgeschwindigkeit sowie einer Mindestbreite von 3 m. Die Gewässer weisen keinen oder nur sehr spärlichen Wasserpflanzenbewuchs auf, das Wasser muss sauerstoffreich sein. Zumindest eines der Ufer sollte kahle, sandige oder lehmige Stellen aufweisen, die ganz oder teilweise in der Sonne liegen.	Gewässer weicht nur geringfügig von Qualitätsstufe A ab: z. B. durch zu stark ausgebildete Gewässervegetation mit Eutrophierungszeigern, Wasser nur mäßig sauerstoffreich	Gewässer weicht deutlich von Qualitätsstufe A ab: z. B. wenn überwiegend vegetationslos oder dichte Gewässervegetation mit deutlichem Anteil von Eutrophierungszeigern, sandige oder lehmige Stellen am Ufer fehlen weitgehend.
Umgebung des Fortpflanzungsgewässers	Ufer teilweise bewaldet	Gehölzstrukturen nur schwach ausgebildet	Gehölze fehlend
Population	A	B	C
Populationsgröße (Imagines pro 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 5 Imagines pro 100 m Fließstrecke	2 - 5 Imagines pro 100 m Fließstrecke	1 Imago pro 100 m Fließstrecke
Bestandsveränderung (vor 1985 im Vergleich zu nach 1985)	Stabiler bzw. sich vergrößernder Bestand (+100 % bis -20 %)	Leichter Bestandsrückgang (-20 % bis -50 %)	Erheblicher Bestandsrückgang (-50 % bis -100 %)

62.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

62.3 Bewertungsanleitung

62.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bewertungsmatrix für Habitatqualität bzw. Zustand der Population:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

62.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

63 1042 LEUCORRHINIA PECTORALIS (CHARPENTIER, 1825)

63.1 Schutzobjektsteckbrief

63.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Große Moosjungfer

Synonyme: keine

63.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Odonata, Libellulidae.

Unterarten: keine

Merkmale: Wie alle Moosjungfern besitzen beide Geschlechter eine leuchtend weiße Stirn. Adultes Männchen: auf dem siebten Segment ein gelb leuchtendes „Schlusslicht“; ansonsten ist der Körper verwaschen schwarz und dunkelbraun gezeichnet; Weibchen: auffallend große dottergelbe Hinterleibsflecken (BELLMANN, 1993). Eine gesicherte Determination muss einem Spezialisten vorbehalten bleiben.

63.1.3 Biologie

Die Große Moosjungfer schlüpft im Mai und die Flugzeit der adulten Imagines beginnt Anfang Mai und endet Mitte Juli. Ausnahmsweise können in Österreich bis Mitte August Beobachtungen einzelner Individuen gemacht werden.

Die Eiablage erfolgt bevorzugt in Gewässerabschnitten mit geringer Tiefe und dunklem Untergrund, da sich diese Bereiche rasch erwärmen. Die Eier werden im Wippflug auf freies Wasser zwischen Halmen von Schachtelhalm (*Equisetum* spp.) und von Seggen (*Carex* spp.) abgestreift (STERNBERG & BUCHWALD, 2000).

Die Larven halten sich in der Röhrlichtzone bis zu einer Tiefe von ca. 50 cm auf. Die Entwicklungszeit der Larven dauert zwei Jahre. Die Larven unterliegen einem starken Räuberdruck. So werden sie in Gewässern mit hoher Abundanz der Larven der Edellibellen stark dezimiert. Eine Koexistenz mit Fischen ist kaum möglich (WILDERMUTH, 1993).

Während der Reife und zum Nahrungserwerb halten sich die Imagines an Wald- und Heckenrändern (WILDERMUTH, 1994), aber auch auf extensiv genutzten Wiesen auf.

Nach der Emergenz verlässt *L. pectoralis* das Entwicklungsgewässer und wandert weit umher. Etwa die Hälfte der Imagines kehrt zum Heimatgewässer zurück, der Rest sucht zur Fortpflanzung andere Gewässer auf. Haben sich die Tiere in einem Gebiet zur Fortpflanzung einmal etabliert, bleiben sie einer Lokalität oder gar einem einzelnen Kleingewässer über längere Zeit treu, wie dies Markierungsversuche an reifen Männchen ergeben haben (WILDERMUTH, 1992, 1994).

Sowohl die Larven als auch die Imagines sind Räuber und fressen kleine Beutetiere.

63.1.4 Autökologie

L. pectoralis lebt in Moorgebieten mit Weihern, Tümpeln und Torfstichen, die sie während einer bestimmten Phase der Verlandung besiedelt. Sie ist nicht an saure Gewässer gebunden. Im Süden ihres Verbreitungsgebietes lebt sie an eutrophen Teichen, Weihern und Seen. Am Neusiedler See im Burgenland, wo sie sich unter anderem am Ufer aufhält, wurde die Entwicklung in einer Schottergrube festgestellt (RAAB & CHWALA, 1997). In Süddeutschland und der Schweiz pflanzt sie sich nur in Moorgewässern fort, die nicht austrocknen, fischfrei sind und ei-

nen ganz bestimmten Verwachsungsgrad durch Wasser- und Uferpflanzen aufweisen (SCHIEL, 1999). In Ostösterreich ist sie keine typische Hochmoorlibelle. Sie entwickelt sich hier vor allem an etwas nährstoffreicheren Zwischenmoortümpeln, an anmoorigen Teichen und an Schottergrubengewässern im mittleren Verlandungsstadium. Bei den Fortpflanzungshabitaten handelt es sich um flache, stark besonnte, fischfreie oder –arme Stillgewässer, die lückiges Röhricht (v.a. aus Rohrkolben) mit dazwischenliegenden Laichkrautbeständen (typischerweise *Potamogeton natans*) aufweisen. Somit kann die Art in den Lebensraumtypen „Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder Hydrocharitions“ (3150) und „Übergangs- und Schwingersenne Moore“ (7140) angetroffen werden.

63.1.5 Populationsökologie

An den meisten Gewässern konnten nur Einzelexemplare festgestellt werden und nur an wenigen Gewässern kommt die Art über mehrere Jahre in einer bodenständigen Population vor. Mehr als zehn adulte Exemplare pro Tag an einem Gewässer bzw. Gewässerabschnitt können nur ausnahmsweise an den für die Art optimalen Habitaten (beispielsweise an dem Gewässer in der Schottergrube zwischen Markgrafneusiedl und Strasshof) gefunden werden.

Die Zehnjahresstudie an *L. pectoralis* von WILDERMUTH (1994) zeigt deutlich, dass die Emergenzsummen für einzelne Larvengewässer großen jährlichen Schwankungen unterliegen. Bei *L. pectoralis* kann sich kühles und regnerisches Wetter, insbesondere in der Phase des Schlupfes aber auch zur Flugzeit der Imagines negativ auf die Populationsgröße auswirken. Aufgrund von Interaktionen wie Prädation und Konkurrenz, wirken sich größere Larvenvorkommen von *A. cyanea* negativ auf die Häufigkeit von *L. pectoralis* aus (WILDERMUTH, 1994).

63.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Grüne Moosjungfer ist eine eurosibirische Art mit mäßiger West- bzw. Nord- und weiter Süd-Verbreitung. Ostwärts reicht das Areal bis zum westsibirischen Altaigebirge, westlich bis Nordost-Frankreich und zum Pariser Becken. Im Vergleich zu den anderen *Leucorrhinia*-Arten ist *L. pectoralis* weit nach Süden vorgedrungen (STERNBERG & BUCHWALD, 2000).

Europa: Innerhalb der EU 15 kommt die Art mit Ausnahme von Großbritannien (nur ein alter Hinweis aus dem Jahr 1859), Irland, Spanien, Portugal und Griechenland in den restlichen 10 Ländern überall sehr selten vor.

In Europa ist die Art sonst noch in der Schweiz, in Polen, in den Baltischen Staaten, in der Ukraine, in Ungarn, in Slowenien, in Kroatien, in Bosnien-Herzegowina, in der Bundesrepublik Jugoslawien, in Mazedonien und in Rumänien lokal verbreitet. Für Bulgarien, Weißrussland, die Russische Föderation und Moldau liegen nur alte Daten vor. Außerhalb Europas ist die Art im Kaukasus, im asiatischen Teil der Russischen Föderation und in der Mongolei verbreitet. Einzelne Nachweise liegen auch aus der Türkei vor (SCHORR, 1996).

Österreich: Die Grüne Moosjungfer ist in Österreich mit Ausnahme von Vorarlberg in allen Bundesländern nachgewiesen. Aus dem Burgenland stammen aktuelle Funde von *L. pectoralis* aus dem Neusiedler See – Gebiet und zwar einerseits von den Waldrändern, Mähwiesen und trockenwarmen Hängen des Leithagebirges bei Jois (STARK, 1988), Breitenbrunn (KAPPES & KAPPES, 1998, 2000) und Schützen am Gebirge (AMBRUS et al., 1996b). Andererseits liegen von den Lacken und Schottergruben des Seewinkels, vor allem im Bereich des Illmitzer Wäldchens zahlreiche Nachweise vor (KAPPES & JHSSEN, 1990; HORSTKOTTE, 1992; KAPPES & KAPPES, 1998; 2000, 2001; SCHINDLER, 2002; BUCHNER und WUEST-GRAF pers. Mitteilung, RAAB unpubl.). Aus denselben Bereichen liegen auch zahlreiche alte und ältere Daten vor (z. B. STOBBE, 1975; STARK, 1976, 1988; DIEHL & RASPER, 1982; HORSTKOTTE & WENDLER, 1985; LANDMANN, 1985).

Aktuelle Fundorte der Großen Moosjungfer in Niederösterreich mit zumeist nur wenigen Exemplaren liegen von zwei Hochmooren mit alten Torfstichen (Schwarzes Moos und Bummer Moos), von einem Teich bei Wolfshof, von drei extensiv genutzten Karpfenteichen (Großer Herrnteich, Kufsteinteich und Schweizerteich) im Waldviertel, von einer bereits seit längerem ungenutzten Schottergrube zwischen Markgrafneusiedl und Strasshof, einem Ziegelteich bei Schönkirchen-Reyersdorf, von den Donauauen bei Grafenwörth, Utzenlaa, Tulln, Stockerau, Klosterneuburg und Eckartsau, der Unteren Lobau, von der Feuchten Ebene, von Traisen und von einem kleinen Tümpel an der Warmen Fischa vor (WASSERMANN, 1995; RAAB & CHWALA, 1997; CHOVANEC, EHMANN, GRINSCHGL, HOCHBNER, LAISTER, PENNERSTORFER, SACHSLEHNER und SCHULTZ pers. Mitteilung, RAAB unpubl.). Die alten Nachweise aus Niederösterreich stammen aus dem Rohrwald bei Karnabrunn, aus Stillfried an der March, Gutenstein, Stifried, Mannersdorf am Leithagebirge und vom Spielberger Moor (vgl. RAAB & CHWALA 1997).

Seit den Angaben von BRAUER & LÖW (1857) „Im Prater an Sümpfen. Nicht häufig“ lagen bis 1997 keine weiteren Beobachtungen von *L. pectoralis* aus Wien vor. Bis zum Jahr 2003 gelangen in Wien Nachweise an neun verschiedenen Gewässern, und zwar am Oberleitner Wasser in der Oberen Lobau (CHWALA pers. Mitteilung), am Lusthauswasser im Prater, am Tritonwasser, am Hüttenteich und an der Kreimellacke auf der Donauinsel, am Königlwasser, Kühwörter Wasser und Mittelwasser in der Unteren Lobau (RAAB unpubl.) und an einem Gartenteich im 13. Bezirk (KOHL pers. Mitteilung).

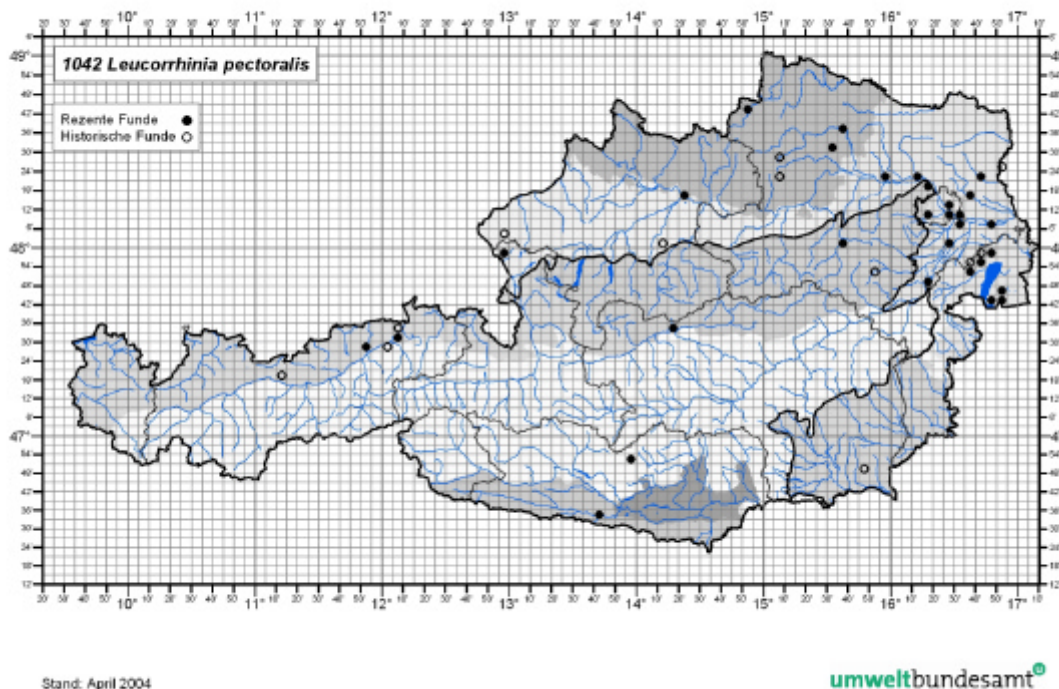
In der Steiermark existieren 4 alte Fundorte der Großen Moosjungfer in der Laubmischwaldstufe der Grazer Bucht und zwar an den Teichen bei Wundschuh, bei Perbersdorf, bei Gratwein und am Rielteich (vgl. STARK, 1971, 1976, 1977, 1981, 1985; STARK & GEPP, 1978) und ein aktueller Fundort aus dem Jahr 1992 vom Selzthaler Moos (EHMANN pers. Mitteilung).

In Oberösterreich gibt es einen aktuellen Einzelnachweis aus dem Jahr 1987 an einem Teich in den Linzer Donauauen (LAISTER, 1996a, 1996b). Die ältesten Nachweise (zwei Belegexemplare am Naturhistorischen Museum Wien) aus Oberösterreich stammen von BRITTINGER aus dem Jahr 1846 von Steyr (BRAUER, 1856; BRAUER & LÖW, 1857). Im Jahr 1946 wurde ein Exemplar in Pfarrkirchen bei Bad Hall gesammelt und 1951 ein Exemplar am Ibmer Moos. Die beiden Belegexemplare befinden sich in der Sammlung des OÖ Landesmuseums (LAISTER pers. Mitteilung).

In Kärnten gibt es zwei aktuelle Fundorte der Großen Moosjungfer bei Arnoldstein. So wurde an einem Weiher am linken Gailufer auf Höhe des Kraftwerks Schütt am 23. Juli 1992 ein Männchen fotografiert (WAGNER pers. Mitteilung) und im selben Minutenfeld konnten am 3. Juli 2002 zwei Männchen an einem Sekundärgewässer nachgewiesen werden (DERBUCH & FRIESS pers. Mitteilung). Ein weiterer Nachweis liegt von SCHULTZ (pers. Mitteilung) vor. Die einzigen alten Nachweise gelangen im Jahr 1908 an den Siebenhügelteichen bei Klagenfurt (PUSCHNIG, 1908).

Am 13. Mai und 2. Juli 2000 gelang von *L. pectoralis* am Bürmoos wieder ein Neunachweis für Salzburg (EHMANN pers. Mitteilung.). Alte Angaben für Salzburg, jedoch ohne genaue Ortsangabe stammen von STORCH (1868) und LANDMANN (1984).

In Tirol sind mit Krummsee (LEHMANN, 1990, pers. Mitteilung; SONNTAG pers. Mitteilung), Kötschinger Weiher und Reintalersee (LEHMANN pers. Mitteilung) drei aktuelle Fundorte bekannt. Alte Nachweise liegen von den Maistaller Torfmooren, von den Endacher Innauen, von einem Weiher westlich Glatzham und vom Reither Moor bei Seefeld vor (PRENN, 1924; LEHMANN, 1983, 1990; LANDMANN 1985).



63.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die Große Moosjungfer ist in der IUCN Red List (Fassung 1994) nicht erfasst, in der European Red List (Fassung 1991) als "Taxa known to be threatened but currently under review by IUCN" und in Österreich (Fassung 2004) als „Vom Aussterben bedroht (CR)“ eingestuft.

Schutzstatus: Die Art ist in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie sowie im Anhang II der Berner Konvention verzeichnet

Entwicklungstendenzen: In den letzten Jahrzehnten ist die Bestandsentwicklung dieser Art „stark abnehmend“ (-100 % bis -50 %), die Arealentwicklung „abnehmend“ (-50 % bis -20 %) und die Habitatentwicklung „stark abnehmend“ (-100 % bis -50 %).

Gefährdungsfaktoren: Die Hauptursache des Rückgangs von *L. pectoralis* ist die natürliche Verlandung und die Zerstörung ihrer Larvengewässer. Die Eutrophierung, Fischbesatz und zu starke Beschattung der Entwicklungsgewässer engt ihren Lebensraum ebenfalls ein.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Da diese Art weder vegetationslose Gewässerabschnitte noch die bereits stark verlandenden Bereiche besiedelt, sondern nur Gewässer, die sich in den Zwischenstadien der Verlandung befinden, besteht gerade bei dieser Art besonderer Handlungsbedarf. Erfahrungen aus Deutschland (STERNBERG & BUCHWALD, 2000; SCHIEL & BUCHWALD, 2000; SCHIEL pers. Mitteilung) und der Schweiz (WILDERMUTH, 1992) belegen, dass gerade bei dieser Art durch gezielte Pflegemaßnahmen an den Fortpflanzungsgewässern die Populationen verstärkt und deren Ausbreitung erfolgreich gefördert werden kann.

63.1.8 Verantwortung

Die Verantwortung Österreichs für den Erhalt der Großen Moosjungfer ist mit Bezug zur Verbreitungs- und Gefährdungssituation in der EU 15 als groß einzustufen, da die Art innerhalb der EU nur in Deutschland und Frankreich weiter verbreitet ist.

63.1.9 Kartierung

Die Schwierigkeiten beim Nachweis von *L. pectoralis* liegen einerseits in einer vergleichsweise kurzen Flugzeit (Anfang Mai bis Mitte Juli), andererseits in der relativ geringen Anzahl der Fortpflanzungsgewässer.

Die Art lässt sich in der Regel über die Erfassung der Imagines effektiver nachweisen, als über die Larven. Deshalb wird die Erhebung dieses Parameters auch zur Erfassung des Erhaltungszustandes empfohlen.

63.1.10 Wissenslücken

Unbekannt ist das exakte Beutespektrum der Larven der Großen Moosjungfer und wie viele Stadien diese insgesamt durchlaufen (STERNBERG & BUCHWALD, 2000).

Aus Österreich liegen keine regelmäßigen und systematischen Untersuchungen zur Verbreitung und zur Bestandssituation vor, weshalb in Zukunft gezielte Kartierungen durchzuführen sind.

63.1.11 Literatur und Quellen

- AMBRUS, A., BÄNKUTI, K. & KOVÁCS, T. (1996): Larval and adult data on the Odonata fauna of Burgenland (Austria). – Odonata - Stadium larvale 1, 69-77.
- BELLMANN, H. (1993): Libellen beobachten, bestimmen. Naturbuch. 274 S.
- BRAUER, F. (1856): Verzeichniss der im Kaiserthume Oesterreich aufgefundenen Odonaten und Perliden. – Verh. Ver. Wien, 6: 229-234.
- BRAUER, F. & LÖW, F. (1857): Neuroptera austriaca. Die im Erzherzogthum Oesterreich bis jetzt aufgefundenen Neuropteren. Wien. XXIII + 80 S.
- DIEHL, B & RASPER, M. (1982): Libellen auf dem Sommerlager Neusiedler See 1981. – Naturkd. Beitr. d. DJN, Hamburg, H. 9: 13-21.
- HORSTKOTTE, J. (1992): Insektenbeobachtungen am Neusiedler See, Österreich. – Naturkd. Beitr. d. DJN, Hamburg, H. 26: 56-71.
- HORSTKOTTE, J. & WENDLER, A. (1985): Neusiedler See 1983- DJN Sommerlager vom 27. 6 bis 12.7 (Libellen). – Naturkd. Beitr. d. DJN, Hamburg, H. 14: 23-27.
- KAPPES, E & KAPPES, W. (1998): Neusiedler See, Frühling im Seewinkel 15.-23.5.1998 und Winter im Seewinkel 27.12.1995 - 6.1.1996. – Naturkundliche Reiseberichte 12: 1-41.
- KAPPES, E & KAPPES, W. (2000): Neusiedler See, Frühling im Seewinkel 17.-25.4.1999 und Hochsommerlicher Frühling im Seewinkel 13.-20.5.2000. – Naturkundliche Reiseberichte 14: 1-46.
- KAPPES, E & KAPPES, W. (2001): Mai im Seewinkel, Marchegg, Hohe Wand, Thayatal NP 5.-26.5.2001. – Naturkundliche Reiseberichte 17.
- KAPPES, E., KAPPES, W. & JHSSEN, G.(1990): Jahreszeitlich frühes Auftreten von Odonaten 1989 am Neusiedler See (Burgenland/Österreich) mit einem Fund von *Hemianax ephippiger* (BURMEISTER, 1839) (Anisoptera: Aeshnidae). – Libellula 9: 151-156.
- LAISTER, G. (1996a): Bestand, Gefährdung und Ökologie der Libellenfauna der Großstadt Linz. – Naturk. Jb. d. Stadt Linz 40/41: 9-305.

- LAISTER, G. (1996b): Verbreitungsübersicht und eine vorläufige Rote Liste der Libellen Oberösterreichs. – Naturk. Jb. d. Stadt Linz 40/41: 307-388.
- LANDMANN, A. (1984): Die Libellenfauna des Bundeslandes Salzburg (Österreich) – eine Übersicht über den derzeitigen Erforschungsstand.- Libellula 3: 65 - 74.
- LANDMANN, A. (1985): Schwemm bei Walchsee: Vom Leiden eines Tiroler Moores. – Stattzeitung vom 2.12.1985 11(38): 6-8.
- LEHMANN, G. (1983): Die Libellen zweier montaner Sphagnum-Moore und ihrer Randbereiche im Bezirk Kufstein/Tirol. – Libellula, 2: 77-83.
- LEHMANN, G. (1990): Faunistisch-ökologische Grundlagenstudien an Odonaten (Insecta) im Bezirk Kufstein/Tirol. – Unveröff. Diss. Univ. Innsbruck, 446 S.
- PRENN, F. (1924): Libellenbeobachtungen in Kufstein (Nordtirol). – Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien, 74/75: 125-134.
- PUSCHNIG, R. (1908): Kärntnerische Libellenstudien. Dritte Folge.- Carinthia II, Klagenfurt, 98: 87 – 101.
- RAAB, R. & CHWALA, E. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Libellen (Insecta: Odonata), 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien. 91 S.
- SCHIEL, F.-J. (1999): Torfstiche – ein Lebensraum der Großen Moosjungfer. Schutzgemeinschaft Libellen in Baden- Württemberg (SGL). Folder des LIFE-Natur-Projektes „Schutzprogramm für gefährdete Libellenarten in Südwest-Deutschland“.
- SCHIEL, F.-J. & BUCHWALD, R. (2000): Konzeption, Durchführung und erste Ergebnisse des LIFE-Natur-Projektes „Gefährdete Libellenarten in SW-Deutschland (Teil *Leucorrhinia pectoralis*)“. In: Schutzgemeinschaft Libellen in Baden-Württemberg (Hrsg.): Artenschutz in Mooren – Konzeption und Umsetzung. Tagung Artenschutz in Mooren in Kißlegg 2000. S.23-26
- SCHINDLER, M. (2002): Multivariate Analyse der Beziehungen zwischen Libellengesellschaften (Insecta: Odonata) und Habitatstrukturen an Gewässern im Seewinkel (Burgenland). – Unveröff. Diplomarbeit Univ. Wien.
- SCHORR, M. (1996): *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825). In: HELSDINGEN, VAN P. J., WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D (Eds.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part II – Mantodea, Odonata, Orthoptera and Arachnida. Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 90, pp. 292-307.
- STARK, W. (1971): Beitrag zur Kenntnis der Libellenfauna der Steiermark. – Zeitschr. der Arbgem. Österr. Entomologen, 23 (3): 86-95.
- STARK, W. (1976): Die Libellen der Steiermark und des Neusiedlerseegebietes in monographischer Sicht. – Unveröff. Diss. naturwiss. Fak. Univ. Graz, 186 S.
- STARK, W. (1977): Ein Teich in der Steiermark (Österreich) als Lebensraum für 40 mitteleuropäische Libellenarten. – Ent. Z., Stuttgart, 87 (22): 249-263.
- STARK, W. (1981): Rote Liste gefährdeter und seltener Libellenarten der Steiermark (Odonata). In: Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark, Sonderh. Nr. 3 des Steir. Naturschztbr. 1981: 59-62.
- STARK, W. (1985): Zur Libellenfauna der Grazer Teiche (Ins., Odonata). – Ber. Arbgem. ökol. Ent. Graz, 10: 35-40.
- STARK, W. (1988): Libellenbeobachtungen im Leithagebirge (Hexapoda, Odonata). – Bgld. Heimatbl. 50. Jg., H. 2: 74-89.
- STARK, W. & GEPP, J. (1978): Der Rielteich - das an Libellenarten reichste Kleingewässer Mitteleuropas (Die schutzwürdigen Biotope der Steiermark II). – Steir. Naturschutzbr. 18 Jg., 1. Quartal 1978: 10-12.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2. Ulmer, Stuttgart, 712 S

- STOBBE, H. (1975): Libellenbeobachtungen am Neusiedler-See/Burgenland-Österreich. – Naturk. Mitt. d. DJN-Distrikt Hamburg 37: 1-7.
- STORCH, F. (1868): Catalogus Faunae Salisburgensis (2. Fortsetzung). – Mt. Ges. Landeskunde Salzburg, 8: 284-313.
- WASSERMANN, G. (1995): Das Makrozoobenthos im Greifensteiner Gießgangsystem unter besonderer Berücksichtigung der Libellenfauna. – Diplomarbeit am Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien. S. 85.
- WILDERMUTH, H. (1992): Habitate und Habitatwahl der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) Charp. 1825 (Odonata: Libellulidae). – Z. Ökologie und Naturschutz 1: 3-21.
- WILDERMUTH, H. (1993): Populationsbiologie von *Leucorrhinia pectoralis*, (Charpentier) (Anisoptera: Libellulidae). – Libellula 12: 269-275.
- WILDERMUTH, H. (1994): Populationsdynamik der Großen Moosjungfer, *Leucorrhinia pectoralis*, Charpentier, 1825 (Odonata, Libellulidae). – Z. Ökologie und Naturschutz 3: 25-39.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Naturhistorisches Museum, Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art:

R. Raab (Deutsch-Wagram), W. Stark (Leibnitz), H. Wildermuth (Schweiz), M. Schorr (Saarland)

63.2 Indikatoren und Schwellenwerte

63.2.1 Indikatoren für die Population

Habitat	A	B	C
Fortpflanzungsgewässer	Nährstoffreicher Zwischenmoortümpel, anmooriger Teich oder Schottergrubengewässer im mittleren Verlandungsstadium. Diese Stillgewässer sollten flach, stark besonnt sowie fischfrei oder -arm sein und lückiges Röhricht (v.a. aus Rohrkolben) und dazwischen liegende Laichkrautbestände (typischerweise <i>Potamogeton natans</i>) aufweisen	Gewässer weicht nur geringfügig von Qualitätsstufe A ab: z. B. durch nur schwach oder auch stärker ausgebildete Gewässervegetation mit Eutrophierungs oder Versauerungszeigern (Torfmoosen)	Gewässer weicht deutlich von Qualitätsstufe A ab: z. B: wenn überwiegend vegetationslos oder dichte Gewässervegetation mit deutlichem Anteil von Eutrophierungs oder Versauerungszeigern
Umgebung des Fortpflanzungsgewässers	Mehr oder weniger lichter Wald, Gebüsche, Gehölzgruppen bzw. lockere Baumbestände	Gehölzstrukturen nur schwach ausgebildet	Gehölze fehlend
Population	A	B	C
Populationsgröße (Imagines pro 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 5 Imagines	2 - 5 Imagines	1 Imago
Bestandsveränderung (vor 1985 im Vergleich zu nach 1985)	Stabiler bzw. sich vergrößernder Bestand	Leichter Bestandsrückgang	Erheblicher Bestandsrückgang

	(+100 % bis -20 %)	(-20 % bis -50 %)	(-50 % bis -100 %)
--	--------------------	-------------------	--------------------

63.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

63.3 Bewertungsanleitung

63.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bewertungsmatrix für Habitatqualität bzw. Zustand der Population:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

63.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

64 1044 COENAGRION MERCURIALE (CHARPENTIER, 1840)

64.1 Schutzobjektsteckbrief

64.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Helm-Azurjungfer

Synonyme: *Agrion mercuriale*, *Coenagrion castellani*

64.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Odonata, Coenagrionidae.

Unterarten (STERNBERG & BUCHWALD, 1999): Die Populationen in Österreich gehören zur Nominat-Unterart.

Merkmale: Grundfärbung ist ein kräftig leuchtendes Blau; Männchen: zweites Segment trägt eine sehr markante schwarze Zeichnung, die als „Merkur-Helm“ gedeutet werden kann, die beiden folgenden Segmente sind mit schmalen, spießförmigen, schwarzen Flecken gezeichnet; Weibchen schwer von den anderen Arten der Gattung *Coenagrion* zu unterscheiden (BELLMANN, 1993). Eine gesicherte Determination muss einem Spezialisten vorbehalten bleiben.

64.1.3 Biologie

Die Flugzeit von *C. mercuriale* beginnt – abhängig von der geographischen und topographischen Lage des Schlüpfgewässers, von der Wassertemperatur und der Witterung – Mitte Mai bis Mitte Juni und endet Mitte August bis Anfang September (STERNBERG & BUCHWALD, 1999).

Zur Eiablage bevorzugt *C. mercuriale* dichte Pflanzenbestände mit geringer, selten fehlender Fließbewegung. Die Eier werden endophytisch meist submers in eine Vielzahl von Pflanzenarten abgelegt, wie z. B. Berle (*Berula erecta*), Wasserstern-Polster (*Callitriche* spp.) und Gewöhnliche Sumpfbirse (*Eleocharis palustris*). Grünalgen und Kormophyten mit sehr harten Sprosstteilen werden gemieden. Während das Weibchen mit dem Legeapparat ein Ei nach dem anderen in den Pflanzenstängel einbohrt (endophytische Eiablage), klettert es rückwärts den Pflanzenstängel hinab und kann dabei auch vollständig unter Wasser tauchen (STERNBERG & BUCHWALD, 1999).

Die Entwicklungszeit der Larven dauert in der Regel zwei Jahre, kann in warmen Gewässern aber auch schon nach einem Jahr abgeschlossen werden. Die Larven leben überwiegend zwischen submersen Pflanzen und in deren Wurzelbereich in Mikrohabitaten mit geringer bis mäßiger Wasserströmung. Insbesondere in kühlen Jahren verhält sich *C. mercuriale* in Mitteleuropa, am Rand ihres Areals, sehr schlupfortreu (STERNBERG & BUCHWALD, 1999).

Die Lebensdauer der Imagines ist sehr kurz. Die maximale, nur sehr selten erreichte Lebenserwartung beträgt bis zu sechs Wochen, die durchschnittliche Lebensdauer zuzüglich einer etwa fünftägigen Reifezeit beträgt aber nur sieben bis acht Tage (STERNBERG & BUCHWALD, 1999).

Sowohl die Larven als auch die Imagines sind Räuber und fressen kleine Beutetiere.

64.1.4 Autökologie

In Vorarlberg besiedelt die Helm-Azurjungfer schmale Rinnsale der Kalkquellenmoore, die häufig von Kopfbinsen und Kleinseggen gesäumt sind und auch eine submerse Vegetation aufwei-

sen (HOSTETTLER, 2001). Bei den Tiroler Fundorten handelte es sich um langsam fließende, kalkreiche Wiesenbäche und –gräben (LEHMANN, 1990). Auf den an das Fortpflanzungsgewässer angrenzenden, ungemähten Feuchtwiesen wird *C. mercuriale* bis in eine Entfernung von 10 m vom Gewässer angetroffen. Somit kann die Art in den Lebensraumtypen „Kalktuffquellen (Cratoneurion)“ (7220), „Kalkreiche Niedermoore“ (7230) und „Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe“ (6430) angetroffen werden.

Ein anwendungsorientiertes Habitatmodell für die Helm-Azurjungfer aus amtlichen GIS (Geographische Informationssysteme)-Grundlagendaten für die „Freiburger Bucht“ in Südwestdeutschland zeigte, dass die Habitate der Art in Bereichen mit hohen Grundwasserständen liegen. Im Ackerland werden Bereiche mit Grundwasserständen bis zu 1 m bevorzugt, im Weideland bis zu 2 m (HUNGER, 2002). Die Larven verbleiben während (fast) ihrer gesamten Entwicklungszeit auf demjenigen pflanzlichen Substrat, auf dem sie aus den Eiern geschlüpft sind, weshalb im Winter Polster oder Watten wintergrüner Submerspflanzen als Larvensubstrat vorhanden sein müssen. Dadurch wird auch die Bedeutung einer möglichst optimalen Habitat- und Substratwahl durch das eierlegende Weibchen deutlich (BUCHWALD, 1989; THELEN, 1992).

Inwieweit diese Ergebnisse auch für Österreich zutreffen, werden erst gezielte Untersuchungen zeigen können.

64.1.5 Populationsökologie

Die Anzahl der Individuen pro Gewässerabschnitt weist eine große Spannweite auf. Über hundert Exemplare an einem Gewässerabschnitt können nur ausnahmsweise an den für die Art optimalen Habitaten (beispielsweise in Baden-Württemberg und Bayern) gefunden werden. Die Populationen sind wegen der geringen Gewässergröße ihrer Fortpflanzungshabitate klein und umfassen meist deutlich unter 100 Imagines.

Das Ausbreitungspotenzial dieser Art ist relativ gering. Die unterschiedliche Entwicklungsdauer der Larven innerhalb einer Population hält die genetische Verbindung zwischen verschiedenen Populationsjahrgängen aufrecht und beugt einer genetischen Isolation (Inzucht) vor (STERNBERG & BUCHWALD, 1999).

64.1.6 Verbreitung und Bestand

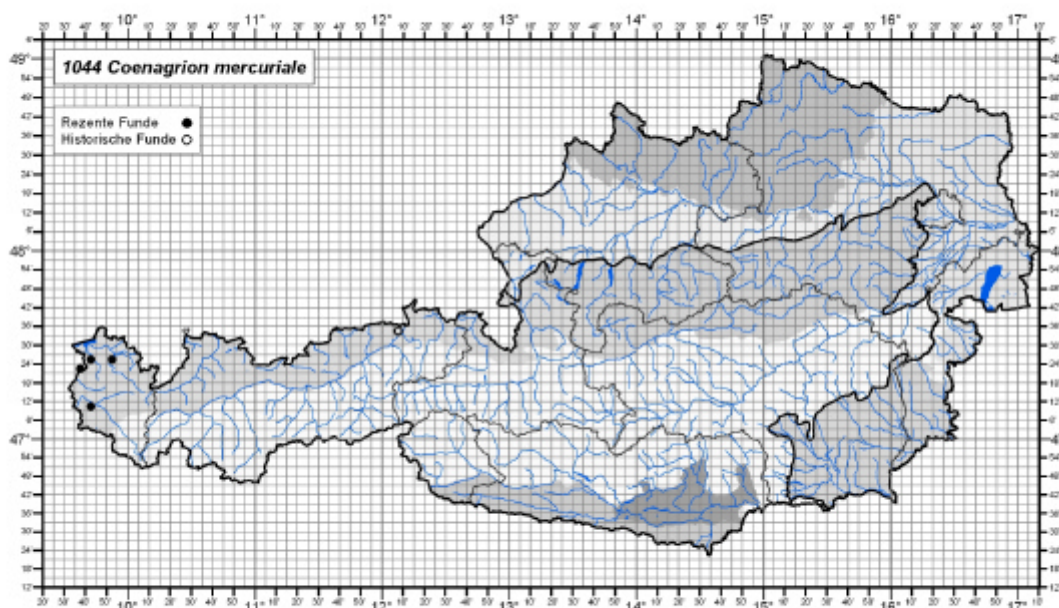
Gesamtverbreitung: Die Helm-Azurjungfer ist eine atlanto-mediterrane Art mit Verbreitungsschwerpunkt auf der Iberischen Halbinsel, in Frankreich, Italien, auf Sizilien sowie in Nordafrika. Ostwärts schiebt sich ein Arealausläufer vom Rheintal bis zum östlichen Alpenvorland und über den nördlichen Balkan vor. Völlig isolierte Reliktorkommen in Rumänien und im Kaukasus zeugen von einem ehemals sehr viel weiteren Ostvorstoß. Vorkommen finden sich nordwärts im äußersten Süden Englands (STERNBERG & BUCHWALD, 1999).

Europa: Innerhalb der EU 15 kommt die Art in England, in Belgien, den Niederlanden, in Luxemburg und Österreich nur sehr lokal vor, während sie in Frankreich, Deutschland, Italien und Spanien weiter verbreitet ist. Ihre Verbreitung in Portugal ist nach wie vor nicht sehr gut untersucht (GRAND, 1996). Somit besiedelt sie die atlantische, die kontinentale, die alpine und die mediterrane biogeographische Region.

In Europa ist die Art sonst noch in der Schweiz, in Polen, in Slowenien und in Rumänien lokal verbreitet. Außerhalb Europas tritt die Art noch in der Maghreb Region in Nordafrika (Marokko, Algerien und Tunesien) auf (GRAND, 1996).

Österreich: Aus Österreich liegen nur aus den Bundesländern Tirol und Vorarlberg Nachweise vor. Aus Tirol gibt es von *C. mercuriale* nur alte Nachweise (PRENN, 1924, 1935) vom Dreibrunnenjoch (730 m ü. NN) und Pulverturm (540 m ü. NN). Die Vorkommen sind in beiden Fällen aufgrund anthropogener Veränderung der Habitate erloschen (LEHMANN, 1990). In Tirol erscheint ein aktuelles Vorkommen jedoch möglich, da diese Art in Bayern in unmittelbarer

Nachbarschaft (vgl. KUHN & BURBACH, 1998) vorkommt. In Vorarlberg wurde die Art erstmalig 1987 in ca. 580 m ü. NN an einem Kalkquellmoor (Rossamoos) beim Kraftwerk Andelsbuch entdeckt (GÄCHTER pers. Mitteilung), wo die Art auch aktuell noch anzutreffen ist (HOSTETTLER, 2001). Ein weiteres bodenständiges Vorkommen befindet sich ebenfalls in einem Hangried, und zwar im Wallgau bei Nenzing in ca. 570 m ü. NN (HOSTETTLER, 2001). Jeweils ein Einzelfund stammt vom rechten Vorland des Rheintal-Binnenkanals in 407 m ü. NN (HOSTETTLER, 2001) und von einem Altarm des Alten Rheins bei Hohenems in 410 m ü. NN (GÄCHTER pers. Mitteilung).



Stand: April 2004

umweltbundesamt[®]

64.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die Helm-Azurjungfer ist in der IUCN Red List (Fassung 1994) und in der European Red List (Fassung 1991) als "vulnerable" und in Österreich (Fassung 2004) als „Vom Aussterben bedroht (CR)“ eingestuft.

Schutzstatus: Die Art ist im Anhang II der FFH-Richtlinie sowie im Anhang II der Berner Konvention verzeichnet

Entwicklungstendenzen: In den letzten Jahrzehnten ist die Bestandsentwicklung dieser Art „stark abnehmend“ (-100 % bis -50 %), die Arealentwicklung „stabil oder fluktuierend“ (-20 % bis 20 %) und die Habitatentwicklung „stark abnehmend“ (-100 % bis -50 %).

Gefährdungsfaktoren: Die flächenmäßig kleinen Kalkquellmoore sind durch Entwässerungsversuche stark gefährdet. Das gilt vor allem für den Fundort bei Nenzing im Wallgau. 1987 im Biotopinventar kartiert, umfasste das Gebiet 1996 nur noch die Hälfte des damaligen Areals. Der andere Teil bestand bereits aus Fettwiese, und das restliche Hangmoor durchzogen auch frisch ausgehobene Gräben. Beim letzten Besuch von Ende Juni 2000 konnte die Art noch nachgewiesen werden, doch ihr Lebensraum umfasste nur noch zwei kurze Rinnsale von wenigen Quadratmetern Fläche (HOSTETTLER, 2001).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Um die Bestände von *C. mercuriale* in Vorarlberg langfristig zu sichern, sind größere Bereiche der besiedelten Hangriede zu erhalten und von Störeinflüssen durch Pufferzonen zu schützen.

64.1.8 Verantwortung

Die Verantwortung Österreichs für den Erhalt der Helm-Azurjungfer ist mit Bezug zur Verbreitungs- und Gefährdungssituation in der EU 15 als mäßig einzustufen. Grund dafür sind die nahe gelegenen, viel größeren Vorkommen in Baden-Württemberg und Bayern.

64.1.9 Kartierung

Die Schwierigkeiten beim Nachweis von *C. mercuriale* liegen einerseits in der kurzen Hauptflugzeit (in Baden-Württemberg von Mitte Juni bis Mitte Juli), andererseits in der Kleinheit der Fortpflanzungsgewässer (schmale Rinnsale der Kalkquellenmoore und langsam fließende, kalkreiche Wiesenbäche und -gräben). Die Imagines halten sich überdies nur im direkten Umfeld der Fortpflanzungsgewässer auf.

Die Art lässt sich in der Regel über die Erfassung der Imagines effektiver nachweisen, als über die Larven. Deshalb wird die Erhebung dieses Parameters auch zur Erfassung des Erhaltungszustandes empfohlen.

64.1.10 Wissenslücken

Zur Lebensweise der Larven ist nur wenig bekannt (STERNBERG & BUCHWALD, 1999).

Aus Österreich liegen nur wenige Daten zur Verbreitung und zur Bestandssituation der Helm-Azurjungfer vor, weshalb gezielte Kartierungen insbesondere im Nahbereich der wenigen bekannten Vorkommen in Zukunft unumgänglich sind.

64.1.11 Literatur und Quellen

- BELLMANN, H. (1993): Libellen beobachten, bestimmen. Naturbuch. 274 S.
- BUCHWALD, R. (1989): Zur Ökologie von *Coenagrion mercuriale* (Charp.) und *Orthetrum coerulescens* (Fabr.) in Südwestdeutschland (Odonata: Coenagrionidae, Libellulidae). – Opusc. Zool. Flumin., 34: 3-6.
- BUCHWALD, R. (1994): Zur Bedeutung der Artenzusammensetzung und Struktur von Fließgewässer-Vegetation für die Libelleart *Coenagrion mercuriale* mit Bemerkungen zur Untersuchungsmethodik. Ber. Reinh.-Tüxen-Ges. 6: 61 - 81
- GRAND, D. (1996): *Coenagrion mercuriale* (Charpentier, 1840). In: HELSDINGEN, VAN P. J., WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D (Eds.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part II – Mantodea, Odonata, Orthoptera and Arachnida. Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 90, pp. 245-253.
- HUNGER, H. (2002): Anwendungsorientiertes Habitatmodell für die Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*, Odonata) aus amtlichen GIS-Grundlagendaten. Natur und Landschaft 77(6): 261-265.
- HOSTETTLER, K. (2001): Libellen (Odonata) in Vorarlberg (Österreich). - Vorarlberger Naturschau 9: 9-134.
- KUHN, K. & BURBACH, K. (1998) Libellen in Bayern. Ulmer, Stuttgart. 333 S.
- LEHMANN, G. (1990): Faunistisch-ökologische Grundlagenstudien an Odonaten (Insecta) im Bezirk Kufstein/Tirol. - Unveröff. Diss. Univ. Innsbruck, 446 S.
- PRENN, F. (1924): Libellenbeobachtungen in Kufstein (Nordtirol). - Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien, 74/75: 125-134.

PRENN, F. (1935): Aus der Tiroler Libellenfauna. Zur Biologie von *Somatochlora arctica* ZETT. und *Somatochlora alpestris* SELYS.- Sb. Ak. Wien, math.-naturw. Kl., Abt. I. 144, 3 u. 4. Heft: 119-130.

STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1. Ulmer, Stuttgart, 468 S.

THELEN, C. (1992): Untersuchung zum Larvenhabitat und zum Entwicklungszyklus der Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*, Zygoptera: Odonata). Unveröff. Diplomarbeit Univ. Freiburg. 149 S.+ Anhang

Wichtige österreichische Datenquellen:

Naturhistorisches Museum, Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art:

E. Gächter (Innsbruck), K. Hostettler (Schweiz), R. Buchwald (Baden-Württemberg), K. Kuhn (Bayern)

64.2 Indikatoren und Schwellenwerte

64.2.1 Indikatoren für die Population

Habitat	A	B	C
Fortpflanzungsgewässer	Leicht bis mäßig durchflossenes Fließgewässer bzw. schmales Rinnsal der Kalkquellenmoore, das häufig von Kopfbinsen und Kleinseggen gesäumt ist und auch eine wintergrüne submerse Vegetation aufweist	Gewässer weicht nur geringfügig von Qualitätsstufe A ab: z. B. geringer Anteil von krautigen bzw. binsenartigen Pflanzen oder wintergrüne submerse Vegetation nur schwach ausgebildet oder hohe Arten wie Schilf in Teilbereichen mit 50 – 90 % Deckung	Gewässer weicht deutlich von Qualitätsstufe A ab: z. B: krautige bzw. binsenartige Pflanzen oder wintergrüne submerse Vegetation fehlt beinahe vollständig oder hohe Arten wie Schilf weisen eine Deckung von mehr als 90 % auf
Umgebung des Fortpflanzungsgewässers	Ungemähte Feuchtwiesen, extensiv genutzte Wiesen oder Weiden, Hochstauden oder Brachen auf >50 % der Uferlinie	Ungemähte Feuchtwiesen, extensiv genutzte Wiesen oder Weiden, Hochstauden oder Brachen auf 25 - 50 % der Uferlinie	Acker oder Intensivweiden auf >75 % der Uferlinie
Population	A	B	C
Populationsgröße (Imagines pro 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 50 Imagines	11 - 50 Imagines	Bis 10 Imagines
Bestandsveränderung (vor 1985 im Vergleich zu nach 1985)	Stabiler bzw. sich vergrößernder Bestand (+100 % bis -20 %)	Leichter Bestandsrückgang (-20 % bis -50 %)	Erheblicher Bestandsrückgang (-50 % bis -100 %)

64.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

64.3 Bewertungsanleitung

64.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bewertungsmatrix für Habitatqualität bzw. Zustand der Population:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

64.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

65 1045 COENAGRION HYLAS (TRYBOM, 1889)

65.1 Schutzobjektsteckbrief

65.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Sibirische Azurjungfer

Synonyme: *Coenagrion freyi*

65.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Arthropoda, Insecta, Odonata, Coenagrionidae.

Unterarten: keine

Merkmale: Grundfärbung ist ein kräftig leuchtendes Blau; beide Geschlechter unterscheiden sich von allen übrigen Azurjungferarten Mitteleuropas durch einen breiten, schwarzen Streifen an den Abdomensegmenten. Männchen: zweites Segment ist mit einem breiten „U“ gekennzeichnet, das mit den Seitenstreifen verbunden ist. Das Weibchen hat am vorwiegend blau gefärbten Abdomen, das im hinteren Bereich mehr ins grünliche gefärbt ist, am zweiten Segment ein gestieltes schwarzes Dreieck (BELLMANN, 1993). Eine gesicherte Determination muss einem Spezialisten vorbehalten bleiben.

65.1.3 Biologie

Die Imagines der Sibirischen Azurjungfer schlüpfen zwischen Anfang Mai und Ende Juni. Die Flugzeit der adulten Imagines dauert von Mitte Mai bis Mitte August, wobei sich die Hauptflugzeit von Ende Mai bis Anfang August erstreckt.

Paarungsbereite Weibchen von *C. hylas* werden am Fortpflanzungsgewässer oder auf ihrem Weg dorthin vom Männchen ergriffen. Die Paarung dauert ca. 20 Minuten und die anschließende Eiablage erfolgt zumeist im Tandem (MÜLLER, 2000). Auf der Suche nach geeigneten Eiablageplätzen nutzen die Paare von *C. hylas* vor allem Uferabschnitte mit schütterten Seggenrieden. Zur Eiablage werden vor allem umgeknickte, im Wasser liegende Halme von Seggen (*Carex* spp.) und der Sumpfbirse (*Elocharis* spp.) genutzt, aber auch in die Triebe des Haarblatt-Wasserhahnenfußes (*Ranunculus trichophyllus*) und des Faden-Laichkrautes (*Potamogeton filiformis*) werden häufig Eier abgelegt.

Die Larven, die eine Entwicklungszeit von zwei Jahren aufweisen, halten sich im Tiroler Lechtal bevorzugt in den besonnten Flachwasserbereichen der Gewässer mit reich strukturierten Uferabschnitten auf, wo auch der Schlupf stattfindet (MÜLLER, 2000). An einem Moorsee im Oberinntal fand MÜNGENAST (pers. Mitteilung) die meisten Exuvien am Rande eines „Steifseggen - Schwingrasens“ in der Nähe des Quellzuflusses. Somit besteht zwischen Lech- und Inntal kaum ein Unterschied in der Struktur der Gewässerabschnitte der Larval- bzw. Schlüpfhabitate (MÜLLER pers. Mitteilung).

Zur Reifung entfernt sich *C. hylas* relativ weit vom Gewässer. Je nach Umgebung werden lichte Bergwälder oder Auwälder aufgesucht. Stets handelt es sich um besonnte Bereiche mit gut ausgebildeter Krautschicht die als Jagdhabitat genutzt werden. Allerdings dringen die immaturren Imagines auf der Jagd bis in größere Höhen (bis zu mind. 1200 m ü. NN) vor, als die ausgefärbten Tiere (MÜLLER, 2000).

Sowohl die Larven als auch die Imagines sind Räuber und fressen kleine Beutetiere.

65.1.4 Autökologie

Die Sibirische Azurjungfer besiedelt stehende Gewässer der submontanen Stufe im Bereich der Nordalpen. Die aktuellen Vorkommen lassen sich in zwei Biotoptypen gliedern. Das sind zum einen kaltstenotherme, kalkreiche Seen und Weiher der submontanen Stufe, in die alpine Quellbäche einmünden. Dies ist das „klassische“ Bild des Lebensraumes der Sibirischen Azurjungfer in Mitteleuropa. Der zweite von *C. hylas* besiedelte Gewässertyp sind flache Auweiher mit lehmigem Grund und stellenweise dichtem Bewuchs, die sich an warmen Tagen mit starker Sonneneinstrahlung rasch erwärmen können. Sie besitzen zumeist einen oberirdischen Zufluss, so dass zumindest in Teilen der Gewässer eine schwache, kaum messbare Bewegung des Wasserkörpers vorhanden ist. Einen Übergang stellen aufgestaute Bäche und Quellen dar, die je nach Größe, Tiefe und Ausprägung der Vegetation mehr den kaltstenothermen Seen und Weihern oder den Auweiher zuzuordnen sind (MÜLLER, 2000). Im Oberinntal werden von der Sibirischen Azurjungfer auch Durchströmungsmoore bzw. subneutral bis mesotrophe Verlandungsmoore besiedelt (MUNGENAST pers. Mitteilung). Als limitierende Faktoren des Habitats gelten die Wassertemperatur und der Sauerstoffgehalt (SCHMIDT, 1991). Somit kann die Art eventuell in den Lebensraumtypen „Kalkreiche Niedermoore“ (7230), „Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder Hydrocharitions (3150)“ und „Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe“ (6430) angetroffen werden.

65.1.5 Populationsökologie

Die Anzahl der Individuen der Sibirischen Azurjungfer pro besiedeltem Gewässer ist im Lechtal mit Ausnahme eines Gewässers gering und liegt zumeist bei 5 bis 25 Imagines pro Tag. Nur an einem Gewässer konnten mehr als 50 Exemplare an einem Tag angetroffen werden (MÜLLER, 2000). An zwei von insgesamt sechs Gewässern, an denen auch Exuvien nachgewiesen wurden, konnten in einem Jahr etwas mehr als 100 bzw. 200 Exuvien der Sibirischen Azurjungfer gesammelt werden (MÜLLER pers. Mitteilung). Im Oberinntal handelt es sich um ein großes und zwei kleine Vorkommen (MUNGENAST pers. Mitteilung).

Interaktionen von *C. hylas*- Imagines mit anderen Libellenarten sind selten zu beobachten (MÜLLER, 2000).

Das Ausbreitungspotenzial dieser Art ist aufgrund der speziellen Lebensraumsprüche offenbar sehr gering.

65.1.6 Verbreitung und Bestand

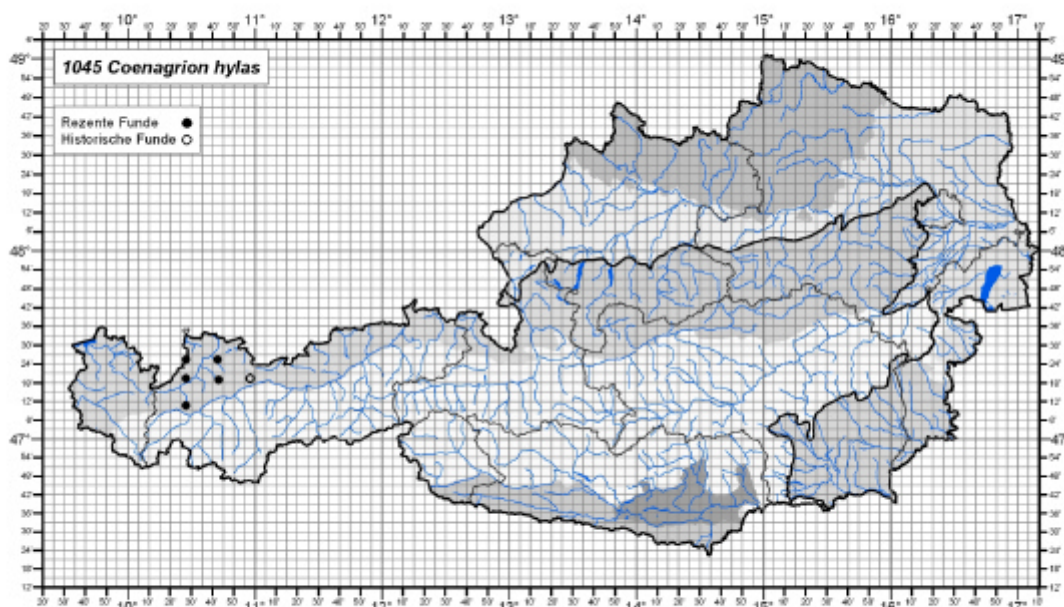
Gesamtverbreitung: Die Sibirische Azurjungfer gilt als mandschurisches Faunenelement mit postglazialer Disjunktion in Europa und im nordöstlichen Uralgebiet. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in Asien, wo sie ein geschlossenes Areal, das von Kamtschatka und Hokkaido im Osten bis an den Oberlauf des Ob im Westen reicht, besiedelt. Das isolierte Areal in den Nordalpen liegt rund 5000 km westlich des Hauptverbreitungsgebietes in Asien (KUHN & BURBACH, 1998; MÜLLER, 2000).

Europa: Innerhalb Europas bzw. der EU 15 kommt die Art derzeit nur mehr in Österreich (Nordtirol) vor, da sie in Deutschland (Bayern) wenige Jahre nach ihrer Entdeckung wieder ausgestorben ist (LOHMANN, 1996). Hinweise auf ein Vorkommen in der Schweiz (vgl. SCHORR, 1991) konnten nicht bestätigt werden.

Österreich: Aus Österreich liegen nur aus dem Bundesland Tirol Nachweise vor. Die Sibirische Azurjungfer wurde erst 1952 am Zwingsee bei Inzell (Bayern) erstmals für Mitteleuropa entdeckt und gilt dort seit 1967 als verschollen. Ihr Finder Bilek hielt sie seinerzeit für eine neue Art und beschrieb sie als *Agrion freyi*. Später wurde sie von den meisten Autoren als Unterart der ostsibirischen *Coenagrion hylas* aufgefasst. Die mitteleuropäischen Tiere lassen sich jedoch nicht von den übrigen Populationen abgrenzen, weshalb der Status als Unterart nicht zu

rechtfertigen ist (KUHN & BURBACH, 1998). Im Jahr 1973 wurde die Sibirische Azurjungfer an einem Gewässer in der Fernpassregion in Nordtirol entdeckt (HEIDEMANN, 1974). Dabei handelte es sich um den ersten Nachweis für Österreich und den Zweitnachweis für Mitteleuropa. Doch auch hier starb sie bereits wenige Jahre nach der Entdeckung aus, obwohl der Fundort geheim gehalten wurde. Im Jahr 1986 wurde von Hermans im Tiroler Lechtal ein weiteres Entwicklungsgewässer von *C. hylas* gefunden (KIAUTA & KIAUTA, 1991) und auch dieser Fundort wurde geheim gehalten. Im selben Flusstal fanden Schubert und Bellmann in den Jahren 1992 bzw. 1996 je ein weiteres Vorkommen dieser Art (KUHN & BURBACH, 1998).

Im Jahr 2000 wurden im Rahmen einer Diplomarbeit im Tiroler Lechtal vier weitere bodenständige Vorkommen der Sibirischen Azurjungfer gefunden. Damit sind bis einschließlich 2000 sieben Entwicklungsgewässer der Art bekannt, die alle zwischen 875 und 1.100 m ü. NN liegen (MÜLLER, 2000; SONNTAG & MÜLLER, 2000). Zwischen 2001 und 2003 ist an einem dieser Gewässer die dortige Teilpopulation aufgrund von Austrocknung erloschen. Im selben Zeitraum wurden jedoch zwei weitere Entwicklungsgewässer, eines davon auf etwa 1.150 m ü. NN, entdeckt (MÜLLER pers. Mitteilung). Aus dem Oberinntal südlich der Lechtaler Alpen sind aus den Bezirken Landeck und Imst erst in jüngster Zeit drei weitere Fundorte von *C. hylas* bekannt geworden. Diese drei Fundorte befinden sich in ca. 800 m, 1.100 m bzw. 1.500 m ü. NN. Hier wurden in den Jahren 1996, 2001 bzw. 2002 Imagines beobachtet und an den beiden höher gelegenen Orten auch Exuvien gefunden. Bei dem höchstgelegenen Fundort handelt es sich um ein größeres bodenständiges Vorkommen, bei den beiden anderen jeweils um kleinere Vorkommen (MUNGENAST pers. Mitteilung).



Stand: April 2004

umweltbundesamt[®]

65.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die Sibirische Azurjungfer ist in der IUCN Red List (Fassung 1994) nicht angeführt, in der European Red List (Fassung 1991) als "endangered" und in Österreich (Fassung 2004) als „Vom Aussterben bedroht (CR)“ eingestuft.

Schutzstatus: Die Art ist im Anhang II der FFH-Richtlinie sowie im Anhang II der Berner Konvention verzeichnet

Entwicklungstendenzen: In den letzten Jahrzehnten ist die Bestandsentwicklung dieser Art „abnehmend“ (-50 % bis -20 %), die Arealentwicklung „stabil oder fluktuierend“ (-20 % bis 20 %) und die Habitatentwicklung „stark abnehmend“ (-100 % bis -50 %).

Gefährdungsfaktoren: Die Sibirische Azurjungfer, die in Österreich vom Aussterben bedroht ist und in Tirol ihr einziges europäisches Vorkommen hat, ist die am stärksten gefährdete Libellenart Mitteleuropas. Dementsprechend steht sie im Mittelpunkt von internationalen Schutzbestrebungen. Im Rahmen des LIFE-Projektes „Wildflusslandschaft Tiroler Lech“, das vom Land Tirol, gemeinsam mit dem BMLFUW, Wildbach- und Lawinenverbauung sowie dem WWF Österreich – Alpenprogramm durchgeführt wird, wurde ein eigenes Artenschutzprogramm für die Sibirische Azurjungfer etabliert.

Die Hauptursache der Gefährdung von *C. hylas* ist die Veränderung bzw. Zerstörung ihrer Larvengewässer durch Erschließung und Bebauung. Das gesamte Tiroler Lechtal, insbesondere die Lechau, aber auch das Hauptvorkommen im Oberinntal, ist im Sommerhalbjahr einem gewissen Freizeitdruck ausgesetzt. So bewirkt beispielsweise der Badebetrieb an einem der Fortpflanzungsgewässer im Oberinntal eine starke Beeinträchtigung der Ufervegetation. (MÜLLER und MÜNGENAST pers. Mitteilung). Bei dieser Art kann theoretisch auch das Sammeln der Imagines bzw. Larven zur Gefährdung einer lokalen Population führen, weniger durch die Entnahme von einzelnen Tieren selbst, sondern vielmehr durch die Veränderung der Ufervegetation bei häufigem Betritt durch Sammler. Dabei ist jedoch zu beachten, dass der Einfluss von Naturkundlern jeder Art im Vergleich zu dem vom Weidevieh eher gering ist (MÜLLER pers. Mitteilung).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Um die Bestände von *C. hylas* im Lechtal und Oberinntal langfristig zu sichern, sind große zusammenhängende Gebiete zu erhalten und von Störeinflüssen durch das Anlegen von Pufferzonen zu schützen.

65.1.8 Verantwortung

Die Verantwortung Österreichs für den Erhalt der Sibirischen Azurjungfer ist mit Bezug zur Verbreitungs- und Gefährdungssituation in der EU 15 als sehr hoch einzustufen. Grund dafür ist, dass das Vorkommen in Bayern erloschen ist und Österreich somit die einzigen Vorkommen dieser Art in Europa beherbergt.

65.1.9 Kartierung

Die Schwierigkeiten beim Nachweis von *C. hylas* liegen in der Seltenheit und Kleinheit ihrer Fortpflanzungsgewässer (einerseits kaltstenotheime, kalkreiche Seen und Weiher der submontanen Stufe, in die alpine Quellbäche einmünden, andererseits flache Auweiher der submontanen Stufe mit lehmigem Grund und stellenweise dichtem Bewuchs). Die Imagines halten sich nur bei Sonnenschein am Fortpflanzungsgewässer auf und verlassen dieses bereits bei leichter Bewölkung.

Die Art lässt sich in der Regel über die Erfassung der Imagines (und evtl. auch Exuvien) effektiver nachweisen, als über die Larven. Deshalb wird die Erhebung dieses Parameters auch zur Erfassung des Erhaltungszustandes empfohlen.

65.1.10 Wissenslücken

Aus Österreich liegen nur wenige Daten zur Verbreitung und zur Bestandssituation der Sibirischen Azurjungfer vor, weshalb auch in den nächsten Jahren weitere gezielte Kartierungen insbesondere im Nahbereich der wenigen bekannten Fundorte durchgeführt werden sollten.

65.1.11 Literatur und Quellen

- BELLMANN, H. (1993): Libellen beobachten, bestimmen. Naturbuch. 274 S.
- HEIDEMANN, H. (1974): Ein neuer Fund von *Coenagrion hylas* (TRYBOM) (Zygoptera: Coenagrionidae). – *Odonatologica* 3: 181-185.
- KIAUTA, B. & KIAUTA, M. (1991): Biogeographic Considerations on *Coenagrion hylas freyi* (BILEK, 1954), based mainly on the Karyotype Features of a Population from North Tyrol, Austria (Zygoptera: Coenagrionidae). – *Odonatologica* 20: 417-431.
- KUHN, K. & BURBACH, K. (1998) Libellen in Bayern. Ulmer, Stuttgart. 333 S.
- LOHMANN, H. (1996): *Coenagrion hylas* (Trybom, 1889). In: HELSDINGEN, VAN P. J., WILLEMSE, L. & SPEIGHT, M. C. D. (Eds.): Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part II – Mantodea, Odonata, Orthoptera and Arachnida. Council of Europe Publishing, Strasbourg. Nature and environment, No. 90, pp. 239-244.
- MÜLLER, J. M. (2000): Untersuchungen zur Ökologie und Verbreitung der Sibirischen Azurjungfer (*Coenagrion hylas*) im Tiroler Lechtal (Odonata: Coenagrionidae). – Unveröff. Zulassungsarbeit, Univ. Ulm. 116 S.+ Anhang
- SCHMIDT, Eb. (1991): Die Sibirische Azurjungfer *Coenagrion hylas freyi* (Bilek, 1954) – eine Herausforderung für Odonatologen und Libellenschutz in Mitteleuropa (Zygoptera: Coenagrionidae). – *Libellula* 10: 77-88.
- SCHORR, M. (1991): Zum Status von *Coenagrion hylas* in Mitteleuropa. – *Hagenia* 1: 11-12.
- SONNTAG, H. & MÜLLER, J. M. (2000): Artenschutzprojekt „Bileks Azurjungfer“. – Unveröff. Studie im Rahmen des Life-Projektes „Wildflusslandschaft Tiroler Lech“ im Auftrag des Landes Tirol, gemeinsam mit dem BMLFUW, Wildbach- und Lawinenverbauung sowie dem WWF Österreich – Alpenprogramm, Innsbruck.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Naturhistorisches Museum, Wien

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art:

H. Sonntag (Wattens/Tirol), F. Mungenast (Imst), G. Lehmann (Kufstein), J. Müller (Bayern), H. Bellmann (Bayern)

65.2 Indikatoren und Schwellenwerte

65.2.1 Indikatoren für die Population

Habitat	A	B	C
Fortpflanzungsgewässer	Leicht durchströmtes Gewässer, und zwar zum Beispiel kalte, kalkreiche Seen und Weiher, aufgestaute Bäche und Quellen, flache Auweiher, aber auch Verlandungsmoore. Diese schwach durchströmten Gewässer sollten flach und stark besonnt sein und stellenweise dichten Bewuchs mit z. B. Seggen (<i>Carex</i> spp.) oder der Sumpfbirse (<i>Elocharis</i> spp.) aufweisen.	Gewässer weicht nur geringfügig von Qualitätsstufe A ab: z. B. Flachwasserstellen fehlen fast vollständig oder nur geringer Bewuchs mit emerser Vegetation.	Gewässer weicht deutlich von Qualitätsstufe A ab: z. B. zu starke Strömung, oder Strömung fehlt beinahe vollständig.
Umgebung des Fortpflanzungsgewässers	Gehölze fehlen bzw. lichte Gebüsche, Gehölzgruppen bzw. lockere Baumbestände.	Gehölzstrukturen stärker ausgebildet	Dichter Wald
Population	A	B	C
Populationsgröße (Imagines pro 1 h erfolgsorientierter Suche)	> 50 Imagines oder > 100 Exuvien	11 - 50 Imagines oder 11 – 100 Exuvien	Bis 10 Imagines oder Exuvien
Bestandsveränderung (vor 1985 im Vergleich zu nach 1985)	Stabiler bzw. sich vergrößernder Bestand (+100 % bis -20 %)	Leichter Bestandsrückgang (-20 % bis -50 %)	Erheblicher Bestandsrückgang (-50 % bis -100 %)

65.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: >75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >50% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand C

Alle anderen Kombinationen ergeben Erhaltungszustand B!

65.3 Bewertungsanleitung

65.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Bewertungsmatrix für Habitatqualität bzw. Zustand der Population:

2A=A

A+B=A

A+C=B

2B=B

B+C=B

2C=C

65.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Erhaltungszustand der Einzelpopulationen

SCHNECKEN

Bearbeiter: Mag. Johanna Mildner Troyer

66 1013 VERTIGO GEYERI (LINDHOLM, 1925)

66.1 Schutzobjektsteckbrief

66.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Vierzählige Windelschnecke

Synonymie: *Vertigo genesii geyeri* LINDHOLM, 1925

Bemerkungen zur Synonymie: Da früher *V. geyeri* unter *V. genesii* oder auch unter *V. parcedentata* geführt wurde (WALDÉN, 1966), ist Vorsicht geboten bei älterer Literatur, wo besonders *V. genesii* im alpinen Bereich öfters *V. geyeri* sein kann.

66.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Stylommatophora, Pupilloidea, Vertiginidae, Vertigininae, FITZINGER, 1833

Merkmale: (nach POKRYSKO, 1990 UND KERNEY et al, 1983):

Das Gehäuse ist kurz oval (eiförmig), leicht konisch; die 4 - 4,6 (meist 4,5) Umgänge sind stark konvex mit tiefer Naht, der vorletzte Umgang fast so breit wie der letzte, der nur schwach ansteigt. Die Gehäusehöhe beträgt zwischen 1,63 und 1,93 mm, die Breite 1,05 - 1,2 mm. Der Nabel ist eng und bedeckt. Die halbkreisförmige Mündung ist am Basal- und Palatalrand nicht zurück gebogen, die Palatalwand ist etwas abgeflacht oder schwach eingebuchtet. Normalerweise sind 4 Zähne (dt. Name !) anwesend - sehr selten 3: Der Columellaris - häufig knopfartig oder als kurze Falte ausgebildet, ein ebensolcher Parietalis und ein oberer sowie unterer Palatalis als flache, kurze Falten ausgeprägt (der obere kann ausnahmsweise fehlen). Ein Mündungskallus fehlt; die Palatalzähne sind gut durch die Schale sichtbar, jedoch existieren keine Vertiefungen an der äußeren Palatalwand.

Die Oberflächenstruktur besteht aus einer feinen und regelmäßigen Streifung, besonders an den mittleren Umgängen. Frische Schalen glänzen und sind durchscheinend rötlich-braun von unterschiedlicher Intensität, im Kontrast dazu die hellen Zähne. Der Körper ist ziemlich dunkel pigmentiert, nur der Fußrand und die Sohle sind etwas heller. *Vertigo geyeri* hat sehr stark entwickelte Mundlappen - ähnlich *Vertigo genesii* (GREDLER)

Auch die Genitalien unterscheiden sich nicht signifikant von *V. genesii*. Ebenso wie bei anderen *Vertigo* - Arten tritt auch bei *V. geyeri* Aphallismus auf, was die Genitalien als Bestimmungsmerkmale relativ uninteressant macht.

Zur Unterscheidung von ähnlichen Arten:

V. genesii hat meist gar keine Zähne, eine Streifung ist kaum vorhanden, die Gehäuseform ist weniger konisch mit schwächer gewölbten Umgängen.

V. alpestris: Die Gehäuseform ist eher verlängert oval bis zylindrisch, der letzte Umgang verschmälert sich an der Basis, die Spitze des Gehäuses ist stumpf. Die Art hat 2 - 4 Zähne, die sehr knapp am Mündungsrand stehen. Frische Schalen sind blass, gelblich bis goldbraun. Der Nabel ist normalerweise offen und tief, bei einzelnen Exemplaren aber sehr eng - fast wie bedeckt.

V. pygmaea hat 4 - 7 Zähne, eher flache Umgänge, die Schale durchscheinend matt, der Basalrand der Mündung ist etwas zurück gebogen. Die Palatalzähne reichen lamellenförmig ca. 0,2 Umgänge ins Innere.

66.1.3 Biologie

Die Nahrung der Art sind epiphytische Algen und Bakterien auf Pflanzen und absterbendes Pflanzenmaterial.

Die Art ist hermaphroditisch, Aphallismus tritt auch bei dieser *Vertigo*-Art regelmäßig auf (SHARLAND, 2000 fand bis zu 80% aphallische Exemplare), daraus folgend auch Selbstbefruchtung. 1 - 10 weichschalige Eier werden einzeln abgelegt und brauchen 2 Wochen bis zum Schlüpfen (FALKNER & al., 2001). Die meisten kleinen Juvenilen tauchen im September und Oktober auf - der genaue Zeitpunkt variiert etwas, je nach Wetter, die größeren Juvenilen erlangen die sexuelle Reife etwa im Juni/Juli. Die Tiere können etwas mehr als ein Jahr leben, jedoch weniger als zwei (SHARLAND, 2000)

66.1.4 Autökologie

V. geyeri ist eine hygrophile, calciphile Art. Sie bewohnt Feuchtgebiete im Berg- und Tiefland: Kalkmoore sowie kalkige Mooswiesen in der Nähe von Gewässern mit mesotrophem Charakter (im letzteren Fall beschränkt auf Bereiche nahe Fließgewässern - ähnliche Bedingungen wie bei sumpfigen Küstengebieten in N-Europa) Auch offene, nasse Stellen in feuchten Wäldern kommen als Habitate in Frage (bisher in N-Skandinavien festgestellt) - nie jedoch wurde sie an gänzlich abgeschlossenen Standorten entdeckt. Ein konstanter Wasserpegel ist von großer Wichtigkeit. Die Art ist unihabitat (POKRYSZKO, 2003) - frühere Meldungen von Trockenrasen haben sich als andere Arten herausgestellt (Revision durch PROSCHWITZ), auch vermeidet sie anthropogene Habitate. Ph-Wert-Vorlieben sind nur für Standorte im kontinuierlichen Verbreitungsgebiet bekannt (N-Europa), jedoch ist bei geringeren ph-Werten des Bodens auf Grund der geringeren Pufferkapazität die Gefahr der Versauerung gegeben (PROSCHWITZ, 2003). Die Habitate sind oft nur wenige m² groß.

66.1.5 Populationsökologie

Die Abundanz dieser Art scheint sehr gering zu sein - jedenfalls an österreichischen Standorten (MILDNER, 2000a und b, 2001). Sie wurde in Österreich (Kärnten) nur in Einzelstücken (1 - 5, meist sogar nur 1 - 2 Stück!) gefunden (MILDNER mündliche Mitt.).

Die Populationsdichte scheint überhaupt sehr gering zu sein, aber es konnten auch schon bis zu 200 Individuen/m² gefunden werden (KILLEEN, 2003)

66.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtareal der Art: *Vertigo geyeri* ist eine boreo-alpine Art mit einem kontinuierlichen Verbreitungsgebiet in N- und O-Europa (Schweden, Finnland, Russland inkl. Baltische Länder, Großbritannien, Irland, Dänemark, N-Deutschland, Polen. In Mitteleuropa scheint sie nur isolierte Standorte entlang des Alpen- und Karpatenbogens zu bewohnen (S -Deutschland, Schweiz, Österreich, Slowakei, Italien).

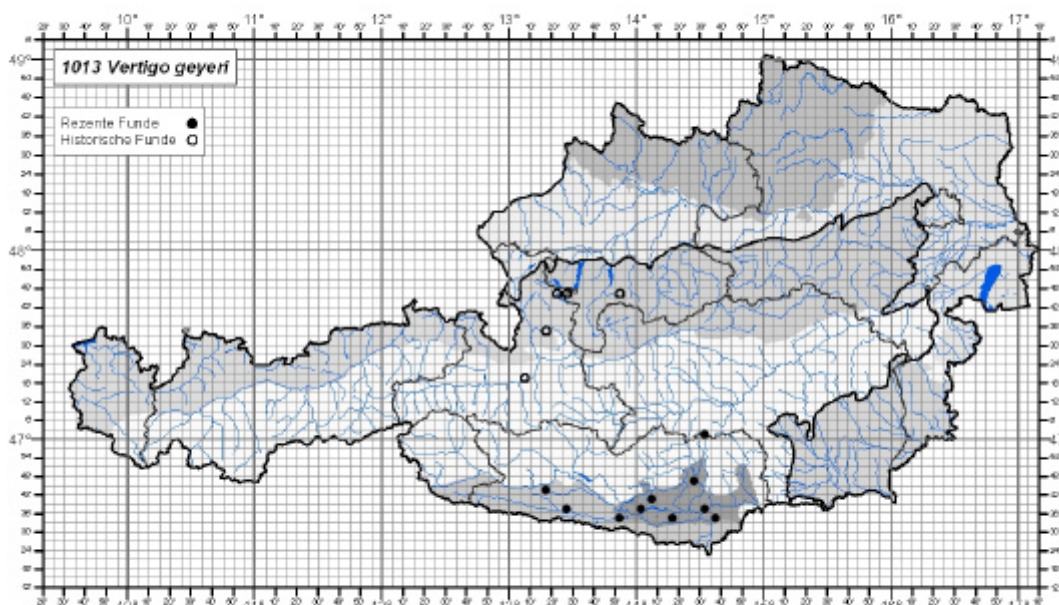
Vorkommen der Art innerhalb der EU: Schweden, Finnland, Großbritannien, Irland, Dänemark, Deutschland, Österreich, Italien.

Verbreitung der Art in Österreich: In Österreich ist *V. geyeri* nur im Süden häufiger, in den übrigen Bundesländern (ohne Osttirol, Vorarlberg und Burgenland) vereinzelt, jedoch fehlen aktuelle Nachweise auch von den historischen Standorten - leider kann die Determination von *V. geyeri* nur von einem Spezialisten durchgeführt werden. Nachweise von *V. geyeri* an Trockenstandorten wie Trockenhängen, Felsfluren, Geröllhalden und alten Gemäuern (KLEMM, 1974; MILDNER, 1982) haben sich als zu *V. alpestris* ALDER, 1838 gehörig erwiesen (PROSCHWITZ, schriftl. Mitt. in MILDNER, 2000b, EDLINGER schriftl. Mitt.). Aktuelle Vorkommen sind derzeit nur aus Kärnten bekannt, historische Funde sind aus Salzburg, Ober- und Nieder-

österreich und der Steiermark beschrieben. Die vertikale Verbreitung erstreckt sich von 197 m bis 920 m (Hörfeld N Hüttenberg).

Bemerkung zur Verbreitung in Österreich: Die beiden Salzburger Standorte Wallersee-Wengermoor und Untersberg-Vorland sind nicht zu *V. geyeri* zu rechnen (Sammlung des Naturhistorischen Museums Wien - Umbestimmung durch PROSCHWITZ).

Bestandessituation: Auf Grund der so geringen Abundanz sind sämtliche Populationen als stark gefährdet anzusehen.



Stand: März 2004

umweltbundesamt[®]

66.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Laut Roter Liste der gefährdeten Weichtiere Österreichs: "1" (vom Aussterben bedroht).

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: *V. geyeri* gehört zu den 5 *Vertigo*-Arten, die in kühleren Phasen des Pleistozäns häufiger waren (LOŽEK, 1982; WALDÉN, 1986) und mit dem Klimawandel einen Rückgang erlebt haben, der besonders in den letzten Jahrzehnten durch anthropogene Beeinflussung verstärkt worden ist - besonders in Ländern mit isolierten Standorten außerhalb des kontinuierlichen Verbreitungsgebietes. PROSCHWITZ (2003) beschreibt jedoch bereits aus dem 19. Jhdt. Zerstörungen von Fundorten durch Drainage in Süd-Schweden und Dänemark. Das Ausmaß des tatsächlichen Rückganges in Österreich ist für diese ohnehin sehr seltene Art bei dem momentanen Stand der Erforschung kaum erfassbar, da einige Fundorte wegen Fehlbestimmung aufgegeben werden mussten, an historischen Fundpunkten außer in Kärnten noch keine Neunachweise vorliegen und weitere Standorte nicht als *V. geyeri*-Funde verifiziert sind, jedoch eine Verwechslung auf Grund der sehr schwierigen Determination allzu leicht möglich erscheint, wie bereits zahlreiche Beispiele gezeigt haben.

Gefährdungsursachen: Physische Zerstörung ihrer Habitate vor allem durch Entwässerung, jedoch auch durch Zertrampeln und Aufwühlen des Bodens durch Rinderherden, die außerdem noch ein weiteres Problem aufwerfen - nämlich Eutrophierung durch Überdüngung. Weiters verschlechtern sich die Lebensbedingungen für *V. geyeri* auch durch Zuwachsen mit Büschen oder auch Schilf, was meist von Änderungen der Hydrologie hervorgerufen wird, sofern es sich nicht um Aufforstungsmaßnahmen handelt (PROSCHWITZ, 2003).

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Laut PROSCHWITZ (2003) ist der beste Schutz gegen das Verschwinden dieser Art, so viele kalkige Moore und feuchte Wiesen mit *V. geyeri* - Vorkommen wie möglich unter Schutz zu stellen; vielfach leben an solchen Standorten ja auch viele andere schützenswerte Tiere und Pflanzen. Die Hydrologie dieser Habitate muss unverändert bleiben; sie dürfen weder überwuchert noch überweidet werden. Jeder Fundort sollte - nach den Bedürfnissen von *V. geyeri* - isoliert betrachtet und überwacht werden.

66.1.8 Verantwortung

Die Hauptverantwortung für den Erhalt dieser Art liegt sicherlich bei den Skandinavischen Ländern, wo die Hauptverbreitung mit kontinuierlichem Gebiet zu finden ist, jedoch ist die Gefährdungssituation sowie der bereits erfolgte Rückgang bei den verstreut liegenden Fundpunkten dieser Art in Mitteleuropa so eklatant, dass auch Österreich - insbesondere Kärnten - die wenigen aktuellen Standorte von *V. geyeri* unter möglichst effizienten Schutz stellen sollte. Schließlich wären die übrigen Bundesländer mit historischen bzw. fraglichen Vorkommen aufgefordert, diese bald auf Aktualität zu überprüfen, um eventuelle aktuell von *V. geyeri* besiedelte Habitate noch rechtzeitig vor Zerstörung schützen zu können.

66.1.9 Kartierung

CAMERON et al. (2003) empfehlen, dass wegen der Verwechslungsgefahr mit anderen *Vertigo*-Arten *V. geyeri* von Spezialisten, die Erfahrung beim Sammeln und bei der Determination der Art haben, erhoben werden sollte. Die Besammlung erfolgt hauptsächlich händisch - durch Sammeln am Fuß von Grasbüscheln, in Moospölstern, unter altem Holz - bei feuchtem Wetter und bevorzugt im Frühjahr und Herbst.

66.1.10 Wissenslücken

Wissenslücken existieren sowohl in der Biologie als auch der Autökologie der Art, die meist nur in sehr geringer Stückzahl gefunden werden konnte, was gezielte Schutzmaßnahmen ebenso wie Forschungen an diesen Standorten sehr erschwert.

Die aktuelle Verbreitung von *V. geyeri* ist praktisch unbekannt mit Ausnahme von Kärnten. Nur wenige der historischen Daten sind mit Sicherheit *V. geyeri* zuzuordnen, die restlichen sollten weiterhin als fraglich betrachtet werden, da diese Art in der Vergangenheit häufig mit den sehr ähnlichen Arten *V. alpestris* oder *V. pygmaea*, sowie *V. substriata* verwechselt wurde - insbesondere an Trockenstandorten wie Felsfluren. Unter den historischen Funden sollten an den Feuchtstandorten dringend Neunachweise mit möglichst genauen Standortparametern und Populationsdaten erhoben werden.

66.1.11 Literatur und Quellen

Literatur allgemein:

BANK, R. A.; FALKNER, G. ; PROSCHWITZ, T. V. & RIPKEN, T. E. J. (1998): Checklist of European Continental Mollusca (CLECOM). - Friedrich- Held- Gesellschaft, München.

BOATO, A.; BODON, M.; GIOVANNELLI, M. & MILDNER, P. (1989): Molluschi terrestri delle Alpi sudorientali.- Biogeogr. , 13, 429 - 528. Bologna.

- BOGON, K. (1990): Landschnecken. Biologie, Ökologie, Biotopschutz. Natur- Verlag. Augsburg.
- FALKNER, G. (1990): Binnenmollusken. In: Fechter, R. & G. Falkner, Weichtiere. - 1 - 287. Steinbachs Naturführer. Mosaik Verlag, München.
- FALKNER, G. (1992): Rote Liste gefährdeter Schnecken und Muscheln (Mollusca). - Schriftenr. bayer. Landesamt Umweltsch. 111: 47 - 55. München.
- FALKNER, G.; BANK, R. A. & PROSCHWITZ, T. von (2001): Check-list of the non-marine Molluscan Species-group taxa of the States of Northern, Atlantic and Central Europe (CLECOM I). *Heldia*, 4 (1/2): 1- 76. München.
- JUNGBLUTH, J.H. & KNORRE, D. Von (1995): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln] in Deutschland. - *Mitt. deutsche Malakozool. Ges.* , 56/ 57: 1- 17. Frankfurt/ Main.
- KERNEY, M. P.; CAMERON, R. A. D. & JUNGBLUTH, J. H. (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. - 1 - 384. Parey Verlag, Berlin; München.
- LOŽEK, V. (1982): Faunengeschichtliche Grundlinien zur spät- und nacheiszeitlichen Entwicklung der Molluskenbestände in Mitteleuropa. *Rozpr. Českoslov. Akad. Ved, Rada mat. Přír. Ved*, 92 (4): 106 pp., 8 Taf., 3 Beilagen, 1 Tab., Praha.
- MANGANELLI, G.; BODON, M.; FAVILLI, L. & GIUSTI, F. (1995): Gastropoda Pulmonata. In: Minelli, A. , S. Ruffo & S. La Posta (1995): Checklist delle specie della Fauna Italiana, Fasc. 16:25 - 60. Bologna.
- MILDNER, P. (1974): Die Mollusken im Spiegelbild ihrer Ökologie - die Gefährdung ihrer Biotope. - *Kärntner Naturschutzblätter, Sonderheft 2*, 13 : 83-91. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (1980): Ecological Aspects on Alpine Land-Mollusca. - *Halictis*, 10 (2) : 99. Paris.
- MILDNER, P. (2001): Berichte der einzelnen Kustodiate- Abteilung für Zoologie. - *Rudolfinum. Jahrbuch des Landesmuseums für Kärnten 2001*: 277 - 282. Klagenfurt.
- POKRYSZKO, B. M. (1990): The Vertiginidae of Poland (Gastropoda: Pulmonata: Pupilloidea) a systematic monograph. - *Ann. Zoologici* 43 (8) : 1- 257. Warszawa.
- REISCHÜTZ, P. L. & SEIDL, F. (1982): Gefährdungsstufen der Mollusken Österreichs. - *Mitt. Zool. Ges. Braunau* 4/ 4/ 6: 117- 128. Braunau.
- REISCHÜTZ, P. L. (1998): Vorschlag für deutsche Namen der in Österreich nachgewiesenen Schnecken- und Muschelarten. - *Nachrbl. d. Ersten Vorarlberger Malakolog. Ges.* , 6: 31- 44. Rankweil.
- REISCHÜTZ, P. L. (1999): Ergänzungen und Berichtigungen zu: "Vorschlag für deutsche Namen der in Österreich nachgewiesenen Schnecken- und Muschelarten, 1."- *Nachrbl. d. Ersten Vorarlberger Malakolog. Ges.* 7: 11 - 13. Rankweil.
- SPEIGHT, M.C.D.; MOORKENS, E.A. & FALKNER, G. (2003): Proceedings of the Workshop on Conservation Biology of European *Vertigo* species, Dublin, April 2002. *Heldia* (Münchener Malakologische Mitteilungen) Bd.5, Sonderheft 7.
- TURNER, H.; KUIPER, J.G.J.; THEW, N.; BERNASCONI, R.; RÜETSCHI, J.; WÜTHRICH, M. & GOSTELI, M. (1998): Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins. - *Fauna Helvetica* 2: 1 - 527. Neuchatel.
- WALDÉN, H.W. (1986): On the post glacial development of the landmollusc fauna in Scandinavia. *Proc. 8th int. malac. Congr. 1983*: 281 - 285. Budapest.

Literatur mit speziellem Österreich-Bezug:

- BECKMANN, K.H. (1997): Die während der DMG-Tagung 1995 in Kärnten beobachteten rezenten Mollusken mit Bemerkungen zu Neunachweisen in den Untersuchungsgebieten und einem systematischen Verzeichnis (Checklist) der Kärntner Mollusken. *Mitt. dtsh. malakozool. Ges.* 64: 37- 47. Frankfurt am Main.
- FRANK, C. (1992): Malakologisches aus dem Ostalpenraum. - *Linzer biol. Beiträge*, 24/ 2: 383- 662. Linz.

- FRANK, C. (1996): Malakologisches aus dem Alpenraum (II) unter besonderer Berücksichtigung südlicher Gebiete, 1992 - 1995. Linzer biol. Beiträge 28/1: 75 - 164. Linz.
- FRANK, CH. & REISCHÜTZ, P. L. (1994): Rote Liste der gefährdeten Weichtiere Österreichs (Mollusca: Gastropoda und Bivalvia). In: J. Gepp, Rote Liste der gefährdeten Tiere Österreichs, Grüne Reihe des BMfUJF Bd.2: 283 - 316, Wien.
- GALLENSTEIN, H. von (1900): Die Bivalven- und Gastropodenfauna Kärntens. II. Gastropoden, Stylommatophora. - Jahrb. Naturhist. Mus. Kärnten, 24 (47) : 1 - 169. Klagenfurt
- KLEMM, W. (1960): Mollusca. In: Catalogus faunae Austriae, Teil VII a. - 1 - 59. Österr. Akad. Wiss. Wien.
- KLEMM, W. (1974): Die Verbreitung der rezenten Land - Gehäuse - Schnecken in Österreich.- Denkschr.Österr.Akad.Wiss.Wien, 117: 1 - 503.
- MILDNER, P. (1973): Die Kärntner Molluskenfauna und ihre Existenzgefährdung. - Kärntner Naturschutzblätter, 12: 63-68. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (1982): Die Molluskensammlung im Landesmuseum für Kärnten. - Kärntner Museumschriften, 69: 1- 72.
- MILDNER, P. (1998): Faunistisch bemerkenswerte Nachweise von Gastropoden im Kärntner und Osttiroler Raum. - Stapfia 55: 713 - 718.
- MILDNER, P. (2000a): Zur Verbreitung der Schnecken- und Muschelarten von gemeinschaftlichem Interesse gemäß der FFH-Richtlinie in Kärnten. - Kärntner Naturschutzberichte, Band 5: 51- 61. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (2000b): Zur Verbreitung von *Vertigo antivertigo* (Draparnaud, 1801) und *Vertigo geyeri* (Lindholm, 1925) (Gastropoda, Stylommatophora, Vertiginidae) in Kärnten. - Carinthia II, Teil 2, 190/ 110: 531- 536. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (2001): Zur Verbreitung der Schnecken- und Muschelarten von gemeinschaftlichem Interesse gemäß der FFH-Richtlinie in Kärnten. Nachtrag. - Kärntner Naturschutzberichte, Band 6: 121-123. Klagenfurt.
- MILDNER, P. , & RATHMAYR, U. (1999): Weichtiere (Mollusca : Gastropoda und Bivalvia). In: Amt der Kärntner Landesregierung (1999): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. - Naturschutz in Kärnten, H. 15: 643- 662. Klagenfurt.
- REISCHÜTZ, P. L. (1998): Vorschlag für deutsche Namen der in Österreich nachgewiesenen Schnecken- und Muschelarten. - Nachrbl. d. Ersten Vorarlberger Malakolog. Ges. , 6: 31- 44. Rankweil.
- SHARLAND, E. C. (2000): Autecology of *Vertigo angustior* und *Vertigo geyeri* in Wales. Countyside Council for Wales, Contract Science Report No 392(6)+107pp. Bangor, Wales.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Naturhistorisches Museum Wien, Landesmuseen für Kärnten, Tirol, Salzburg, Oberösterreich und Steiermark. Umweltbundesamt (1996): Datenbank der in Österreich gefährdeten und geschützten Tier- und Pflanzenarten. Naturschutz (E. WEIGAND), EDV (W. NAGY)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art (im In- und Ausland):

MILDNER, P. (Klagenfurt, K), REISCHÜTZ, P. L. (Horn NÖ), EDLINGER, K. (Wien), CAMERON, R.A.D. (Sheffield, UK), FALKNER, G. (München, D), POKRYSZKO, B.M. (Wroclaw, PL), PROSCHWITZ, T.v. (Göteborg, S)

66.2 Indikatoren und Schwellenwerte

66.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Natürlichkeit des Habitats	Vegetation hauptsächlich aus kleinwüchsigen Caraceen bestehend oder Moospolster	Ausreichend kleine Caraceen oder Moose vorhanden	Weniger als die Hälfte kleinwüchsige Caraceen oder Moose
Grundwasserspiegel	Konstant hoch	Feuchtigkeit des Bodens ist noch gewährleistet	Deutlich abgesunken, Gefahr der Austrocknung
Populationsindikatoren	A	B	C
Regelmäßigkeit des Nachweises	alljährlich	Nicht alljährlich, aber meistens	Nur in einzelnen Jahren
Kartierungsaufwand ⁵⁰	< 30 Minuten	30 - 60 Minuten	> 60 Minuten

66.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: =70% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

B: <70% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A und < 50% Erhaltungszustand C.

C: >50% der Einzelpopulationen haben Erhaltungszustand C

66.3 Bewertungsanleitung

66.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Wenn Zustand des Habitats = C, dann Erhaltungszustand = C.

Ansonsten gilt:

3A = A

3B = B

3C = C

2A + 1B = A

2A + 1 C = B

1A + 2C = B

2B + 1A (oder 1C) = B

1B + 2C = C

66.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

⁵⁰ Zeitlicher Aufwand bis zum Auffinden von lebenden oder toten Individuen der Art in einem potenziellen Habitat

67 1014 VERTIGO ANGUSTIOR (JEFFREYS, 1830)

67.1 Schutzobjektsteckbrief

67.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Schmale Windelschnecke

Synonymie: *Turbo Vertigo* MONTAGUE, 1803, *Vertigo angustior* JEFFREYS, 1830, *Vertigo nana* MICHAUD, 1831, *Vertigo Venetii* CHARPENTIER, 1837, *Vertigo hamata* HELD 1837, *Vertigo plicata* A. MÜLLER, 1838, *Pupa angustior* var. *producta* WESTERLUND, 1878, *Pupa angustior* var. *gothorum* WESTERLUND, 1878.

Bemerkungen zur Synonymie: Der Untergattungsname *Vertilla* wurde manchmal in Gattungsrang verwendet.

67.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Stylommatophora, Pupilloidea, Vertiginidae, Vertigininae, *Vertigo*, *Vertilla*

Es existieren keine Unterarten oder Rassen.

Merkmale (nach POKRYSZKO, 1990 und KEARNEY, CAMERON & JUNGBLUTH, 1983):

Das Gehäuse ist linksgewunden, und hat adult meist 5 (4,5 - 5,1) leicht gewölbte Umgänge. Der letzte Umgang ist seitlich abgeflacht und basal schmaler werdend, so dass ein fast spindelförmiger Gehäuseumriss entsteht.

Die Gesamthöhe des Gehäuses beträgt 1,5 - 1,9 mm, die Breite 0,9 - 1,0 mm. Die Mündung erscheint herzförmig, der Mundsaum ist mäßig verdickt und basal sowie palatal zurück gebogen. Die Palatalwand zeigt eine tiefe Einbuchtung in der Mitte, die sich außen spiralförmig bis zur Hälfte des 1. Umganges fortsetzt und innen dem langen, lamellenähnlichen Palatalzahn entspricht. Auch die weiteren Zähne sind lamellenförmig: ein breiter Collumellarzahn fast parallel zur Mündungsebene führt schnell aufsteigend um die Spindel ins Gehäuseinnere, Parietal- sowie Angularzahn sind ebenfalls faltenförmig, jedoch nur sehr kurz. Die Zahl der Zähne ist normalerweise 5, jedoch werden auch 4 - 6 Zähne angegeben (KERNEY, et al., 1983), wobei es sich bei dem 5. bzw. selten auftretenden 6. Zahn um kleine körnchenartige Erhebungen unterhalb der Palatalis handelt. Die Farbe des Gehäuses ist hornfarben - gelblich, seltener bis rötlich - braun, die Körperfarbe des Tieres ist an den Seiten des Fußes, dem Mantelrand und der Sohle hellgrau. Kopf, Tentakel und der Rückenteil des Fußes sind dunkelgrau. Die Oberflächenstruktur des Gehäuses zeigt sehr dichte, sehr feine, regelmäßige Streifung - besonders auch an den juvenilen Umgängen.

Die Bestimmung nach dem Genitalsystem ist auf Grund der geringen Größe technisch sehr schwierig. Zu beachten ist auch noch, dass bei Vertiginiden häufig aphyllische Stadien auftreten, die an Hand der Genitalien nur sehr unsicher zu determinieren sind (POKRYSZKO, 1990).

Zur Unterscheidung von der zweiten linksgewundenen *Vertigo* - Art: *Vertigo (Vertilla) angustior* JEFFREYS, 1830 hat ein spindelförmiges Gehäuse mit dichter, regelmäßiger Streifung, 5 (4-6) Mündungszähne (4 davon deutlich lamellenförmig). *Vertigo (Vertigo) pusilla* O.F.MÜLLER, 1774 ist gekennzeichnet durch ein ovales bis konisches Gehäuse mit irregulärer, schwacher bis starker Streifung, 6 - 9 Mündungszähne (kaum lamellenförmig).

67.1.3 Biologie

V. angustior ist meist in krümmeliger und permanent feuchter Streuschicht und an absterbender Vegetation zu finden, auch in feuchtem Moos, normalerweise an offenen, unbeschatteten Stellen mit nicht zu hohem und vor allem nicht zu dichtem, krautigem Pflanzenwuchs. Sie kann auch gelegentlich 10 – 15 cm an den Stängeln hochkriechen; bei trockenen Bedingungen verkriecht sie sich im Boden, knapp unter der Streuschicht. An Wiesenstandorten findet man sie am Fuß von Grasbüscheln oder unter Moospolstern, vergesellschaftet mit *V. antivertigo*, ähnlich lebt sie an Dünenstandorten oder am Rand von Geröll und an Kalkfelsen. Sie bevorzugt feuchten, aber wasserdurchlässigen Boden, ist nicht abhängig von Überschwemmungen, kann jedoch kurzes Untertauchen bei Hochwasser überstehen.

Die Nahrung dieser Art ist Detritus und absterbende krautige Pflanzen oder Mikroorganismen auf letzteren. Wie alle Vertiginiden zeigt auch *V. angustior* Aphallismus - bei etwa 40% der Tiere (POKRYSZKO, 1990), bis zu 80% (SHARLAND, 2000).

67.1.4 Autökologie

Diese Art ist multihabitat: Feuchte Wiesen, Kalkmoore, Gewässerränder sind ebenso Lebensraum wie Dünen lockere Küstenwälder, maritimes Grasland, Erlenhaine und Kalkfelsen.

Die Lebensraumansprüche der Art in Österreich: vor allem feuchte Wiesen mit lockerer krautiger Vegetation, besonders an Gewässerrändern (manchmal nur wenige Meter breit, jedoch über 100 Meter lang), Kalkmoore, aber auch Erlengebüsch und feuchte Stellen an Kalkfelsen (unter Moospolstern).

67.1.5 Populationsökologie

An den unterschiedlichen Habitattypen herrschen auch unterschiedliche Bedingungen, daher variiert auch der Aufbau der Populationen von Standort zu Standort. KILLEEN (1993) fand im Jänner an einem Dünenstandort alle Stadien, bei MOORKENS (2003) dominierten Adulttiere die Winterpopulation, hingegen fand SHARLAND (2000) eine Hochsommerspitze bei Adulten, ein Maximum an Juvenilen im Herbst. Auch von Jahr zu Jahr findet man größere Unterschiede (CAMERON, 2003). Populationsdichten bis 1.500 Individuen/m² sind nicht selten.

67.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtareal der Art: europäisch; in den Alpen und in M-Europa zeigt sie Verbreitungslücken. Im Osten kommt sie bis zum Kaukasus und N-Iran vor. Im südlichen Mediterraneum und im hohen Norden fehlt sie gänzlich.

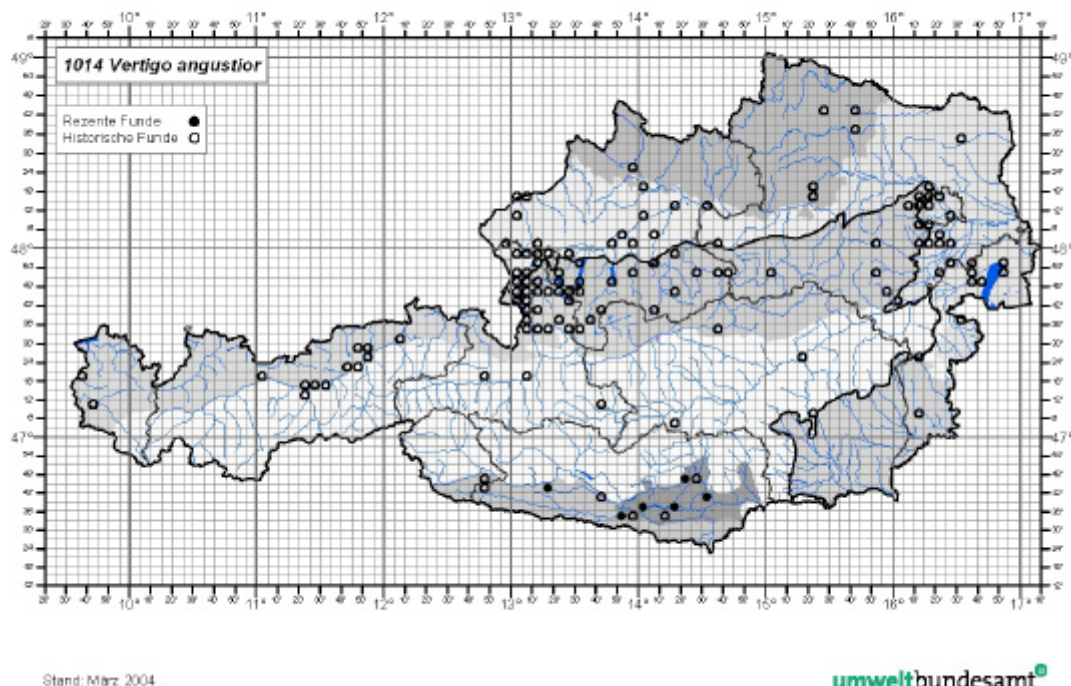
Vorkommen der Art innerhalb der EU: Schweden, Finnland, Dänemark, Großbritannien, Irland, Niederlande, Belgien, Frankreich, Luxemburg, Deutschland, Österreich, Spanien, Italien und Griechenland.

Aktuelle Verbreitung der Art in Österreich: Lebendfunde neueren Datums (1999 - 2002) existieren nur aus den Bundesländern NÖ (1 Fundort) und Kärnten (9). Alle anderen Fundorte in den Bundesländern wurden vor 1974 getätigt. Einige der Funde sind ferner Genistfunde, was keinen Schluss über den genauen Standort zulässt - wohl aber darauf schließen lässt, dass die Art entlang des Gewässersystems vorkommt.

Als "Wiesenvertigone" bekannt findet man die Art jedoch fossil viel häufiger in jungen Flusssedimenten, seltener auch in Sedimenten von Kalkmooren. Im deutlichen Gegensatz dazu stehen die heutigen Verbreitungsmuster: weit seltener in Überschwemmungswiesen, aber viel häufiger in Kalkmooren, selbst wenn diese in schlechtem Zustand sind. Funde aus Maulwurfs- und Wühlmaushügeln (subfossil und rezent) zeigen deutlich den Rückgang. Diese Entwicklung hat

etwa mit der Entwicklung der EG - Landwirtschaftsprogramme seit den 1960er Jahren eingesetzt und nimmt seither ständig zu (FALKNER, 2003)

Obwohl die Art mit *Vertigo antivertigo* vergesellschaftet ist, konnte sie in Kärnten bei der Untersuchung von über 100 Standorten nur an 5 davon festgestellt werden, *V. antivertigo* hingegen an 76 (MILDNER, 2000)!



67.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Nach Roter Liste der Weichtiere Österreichs "3" (endangered) (FRANK et al., 1994).

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Durch ständig ansteigenden Platzbedarf der intensiven Landwirtschaft sowie des Siedlungswesens werden mögliche Habitate häufig ge- bzw. zerstört. Das Auftreten an Standorten, die weder botanisch noch sonst irgendwie ökologisch wertvoll sind, erhöht die Verletzbarkeit in Bezug auf Habitatverlust.

Gefährdungsursachen: Zerstörung der Habitate durch Wasserbau, was häufig auch ein Absinken des Grundwasserspiegels verursacht, Müllablagerung, Aufforstung oder Tourismus (besonders an Gewässerrändern), Drainage von sumpfigen Wiesen sowie Beeinträchtigung beziehungsweise Veränderung durch chemischen Eintrag (Überdüngung, Insektizide, Herbizide). Auch intensive Beweidung durch Schafe (fressen den Rasen zu kurz ab) oder Rinder (Zertrampeln) ist schädlich für *Vertigo angustior*. Extensive Beweidung kann allerdings das Aufkommen von zu dichtem Gebüsch verhindern und daher durchaus von Nutzen sein.

Grundsätze für mögliche Arten-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die Maßnahmen sind je nach Standort dem Mikrohabitat anzupassen - bei derart vielfältigen Habitaten muss jeder Standort separat betrachtet werden: Ein Fundort mit guter Populationsstruktur sollte mög-

lichst in bisheriger Weise weiter behandelt werden, um die offensichtlich guten Bedingungen beizubehalten. Ebenso sollte jeder der oben beschriebenen Gefährdungsfaktoren unterlassen werden. Auch das Feststellen von Präsenz/ Absenz und semiquantitative oder quantitative Untersuchungen sollten möglichst wenig destruktiv erfolgen.

67.1.8 Verantwortung

Da diese Art allgemein im Rückgang begriffen ist - vielleicht am wenigsten in den Skandinavischen Ländern, weil dort einfach die Besiedlungsdichte durch den Menschen und daher auch sein Einwirken auf die Habitate geringer ist - hat auch Österreich seinen Anteil zum Schutz dieser Art zu leisten.

67.1.9 Kartierung

Die - immer noch – Erfolg versprechendste Methode zur Erhebung der Art ist das händische Besammeln, daneben wird auch mit Klopfsieb oder Cacher gesammelt. Die Schwierigkeit dabei ist, dass das Material (Streu) feucht ist und die Tiere im Gerät kleben bleiben. Bei Trockenheit kann man sie nur unter der Streu oder im Moos finden. Die beste Zeit des Sammelns stellt der frühe Morgen dar (Taupunkt), da die Tiere hier am aktivsten sind.

67.1.10 Wissenslücken

Wissenslücken existieren vor allem hinsichtlich der aktuellen Verbreitung der Art in Österreich - nur in Kärnten sind gezielte Untersuchungen zahlreicher (> 100) Standorte durchgeführt worden, die diese Art insgesamt als seltener ausweist als bisher angenommen. In den übrigen Bundesländern könnten die teilweise recht zahlreichen historischen Fundorte eine gute Grundlage zu einer neuen Verbreitungskarte sein. Gleichzeitig sollten die Habitate einer eingehenden Prüfung unterzogen werden, um die optimalen Habitatbedingungen, beziehungsweise die Vielfalt der Habitate für diese Art in Österreich festzustellen.

67.1.11 Literatur und Quellen

Literatur allgemein:

- BANK, R. A.; FALKNER, G.; PROSCHWITZ, T. V. & RIPKEN, T. E. J. (1998): Checklist of European Continental Mollusca (CLECOM). - Friedrich- Held- Gesellschaft, München.
- BOATO, A.; BODON, M.; GIOVANNELLI, M. & MILDNER, P. (1989): Molluschi terrestri delle Alpi sudorientali.- Biogeogr. , 13, 429 - 528. Bologna.
- BOGON, K. (1990): Landschnecken. Biologie, Ökologie, Biotopschutz. Natur- Verlag. Augsburg.
- FALKNER, G. (1990) : Binnenmollusken. In: Fechter, R. & G. Falkner, Weichtiere. - 1 - 287. Steinbachs Naturführer. MosaikVerlag, München.
- FALKNER, G. (1992): Rote Liste gefährdeter Schnecken und Muscheln (Mollusca). - Schriftenr. bayer. Landesamt Umweltsch. 111: 47 - 55. München.
- FALKNER, G.; BANK, R. A. & PROSCHWITZ, T. von (2001): Check-list of the non-marine Molluscan Species-group taxa of the States of Northern, Atlantic and Central Europe (CLECOM I). Heldia, 4 (1/2): 1- 76. München.
- JUNGBLUTH, J. H. & KNORRE, D. Von (1995): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln] in Deutschland. - Mitt. deutsche Malakozoolog. Ges. , 56/ 57: 1- 17. Frankfurt/ Main.
- KERNEY, M. P.; CAMERON, R. A. D. & JUNGBLUTH, J. H. (1983) : Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. - 1 - 384. Parey Verlag, Berlin; München.
- MANGANELLI, G.; BODON, M.; FAVILLI, L. & GIUSTI, F. (1995): Gastropoda Pulmonata. In: Minelli, A. , S. Ruffo & S. La Posta (1995): Checklist delle specie della Fauna Italiana, Fasc. 16:25 - 60. Bologna.

- POKRYZKO, B. M. (1990): The Vertiginidae of Poland (Gastropoda: Pulmonata: Pupilloidea) a systematic monograph. - *Ann. Zoologici* 43 (8) : 1- 257. Warszawa.
- REISCHÜTZ, P. L. & SEIDL, F. (1982): Gefährdungstufen der Mollusken Österreichs. - *Mitt. Zool. Ges. Braunau* 4/ 4/ 6: 117- 128. Braunau.
- REISCHÜTZ, P. L. (1998): Vorschlag für deutsche Namen der in Österreich nachgewiesenen Schnecken- und Muschelarten. - *Nachrbl. d. Ersten Vorarlberger Malakolog. Ges.* , 6: 31- 44. Rankweil.
- REISCHÜTZ, P. L. (1999): Ergänzungen und Berichtigungen zu: "Vorschlag für deutsche Namen der in Österreich nachgewiesenen Schnecken- und Muschelarten, 1. " - *Nachrbl. d. Ersten Vorarlberger Malakolog. Ges.* , 7: 11 - 13. Rankweil.
- TURNER, H.; KUIPER, J.G.J.; THEW, N.; BERNASCONI, R.; RÜETSCHI, J.; WÜTHRICH, M. & GOSTELI, M. (1998): Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins. - *Fauna Helvetica* 2: 1 - 527. Neuchatel.

Literatur mit speziellem Österreich-Bezug:

- BECKMANN, K. H. (1999): Die während der DMG-Tagung 1995 in Kärnten beobachteten rezenten Mollusken mit Bemerkungen zu Neunachweisen in den Untersuchungsgebieten und einem systematischen Verzeichnis (Checklist) der Kärntner Mollusken. - *Mitt. dtsh. malakozool. Ges.* 64: 37- 47. Frankfurt am Main.
- FRANK, C. & REISCHÜTZ, P. L. (1994): Rote Liste gefährdeter Weichtiere Österreichs (Mollusca: Gastropoda und Bivalvia). - In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. - 283 - 316.- Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Graz
- FRANK, C. (1992): Malakologisches aus dem Ostalpenraum. - *Linzer biol. Beiträge*, 24/ 2: 383- 662. Linz.
- GALLENSTEIN, H. von (1900): Die Bivalven- und Gastropodenfauna Kärntens. II. Gastropoden, Stylomatophora. - *Jahrb. Naturhist. Mus. Kärnten*, 24 (47) : 1 - 169. Klagenfurt.
- GALLENSTEIN, H. von (1909): Die Bivalven- und Gastropodenfauna Kärntens. Oro - und hydrographische Charaktere des Fundgebietes, tabellarische Übersicht über Vorkommen und Verbreitung der Gastropoden Kärntens. - *Jahrb. Naturhist. Museum Kärnten*, 28: 121 - 163. Klagenfurt.
- KLEMM, W. (1960): Mollusca. In: *Catalogus faunae Austriae*, Teil VII a. - 1 - 59. Österr. Akad. Wiss. Wien.
- KLEMM, W. (1974): Die Verbreitung der rezenten Land - Gehäuse - Schnecken in Österreich.- *Denkschr.Österr.Akad.Wiss.Wien*, 117: 1 - 503.
- MILDNER, P. (1973): Die Kärntner Molluskenfauna und ihre Existenzgefährdung. - *Kärntner Naturschutzblätter*, 12: 63-68. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (1974): Die Mollusken im Spiegelbild ihrer Ökologie - die Gefährdung ihrer Biotope. - *Kärntner Naturschutzblätter*, Sonderheft 2, 13: 83-91. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (1980): Ecological Aspects on Alpine Land-Mollusca. - *Haliotis*, 10 (2) : 99. Paris.
- MILDNER, P. (1982): Die Molluskensammlung im Landesmuseum für Kärnten. - *Kärntner Museumschriften*, 69: 1- 72.
- MILDNER, P. (1998): Faunistisch bemerkenswerte Nachweise von Gastropoden im Kärntner und Osttiroler Raum. - *Stapfia* 55: 713- 718.
- MILDNER, P. (2000): Zur Verbreitung der Schnecken- und Muschelarten von gemeinschaftlichem Interesse gemäß der FFH-Richtlinie in Kärnten. - *Kärntner Naturschutzberichte*, Band 5: 51- 61. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (2001): Zur Verbreitung der Schnecken- und Muschelarten von gemeinschaftlichem Interesse gemäß der FFH-Richtlinie in Kärnten. Nachtrag. - *Kärntner Naturschutzberichte*, Band 6. Klagenfurt.

MILDNER, P., & U. RATHMAYR (1999): Weichtiere (Mollusca : Gastropoda und Bivalvia). In: Amt der Kärntner Landesregierung (1999): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. - Naturschutz in Kärnten, H. 15: 643- 662. Klagenfurt.

REISCHÜTZ, P. L. (1999): Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Niederösterreichs XV. Streifzüge durch das südliche Wiener Becken. - Nachrbl. d. Ersten Vorarlb. Malak. Ges. 7: 14 – 18. Rankweil.

SPEIGHT, M.C.D.; MOORKENS, E.A. & FALKNER, G. (2003): Proceedings of the Workshop on Conservation Biology of European *Vertigo* species, Dublin, April 2002. Hedia (Münchener Malakologische Mitteilungen) Bd.5, Sonderheft 7.

Wichtige österreichische Datenquellen (Verbreitungsdatenbanken, Sammlungen etc.):

Naturhistorisches Museum Wien, Landesmuseen für Kärnten, Tirol, Oberösterreich und Steiermark; Privatsammlung Reischütz, Privatsammlung Stummer (Paläontologischen Institut der Univ Wien), Umweltbundesamt (1996): Datenbank der in Österreich gefährdeten und geschützten Tier- und Pflanzenarten. Naturschutz (E. WEIGAND), EDV (W. NAGY)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art (im In- und Ausland)

MILDNER, P. (Klagenfurt, K), REISCHÜTZ, P. L. (Horn, NÖ), EDLINGER, K. (Wien), CAMERON, R.A.D.(Sheffield, UK), FALKNER, G. (München, D), POKRYSZKO, B.M. (Wroclaw, PL), PROSCHWITZ, T.v. (Göteborg, S).

67.2 Indikatoren und Schwellenwerte

67.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Struktur des Habitats ¹	Lockere, niederwüchsige Vegetation (Grasschöpfe) mit feuchter Streuschicht dazwischen (an Felsstandorten ersatzweise feuchtes Moos).	Mehrere Stellen mit lockerer, krautiger Vegetation und Streu dazwischen (oder Moospolster).	Hochwüchsige, dichte Vegetation, Forst, oder offener Boden mit wenig Streu.
Potentielle Habitate in unmittelbarer Umgebung des untersuchten Standortes	≥ 3 weitere für die Art geeignete Habitate im Umkreis von ca. 500m	< 3 geeignete Habitate innerhalb von 500m Umkreis	Keine weiteren Habitate
Populationsindikatoren	A	B	C
Regelmäßige Nachweise	Regelmäßiger Nachweis von intakten Populationen bestehend aus Juvenilen und Adulten Exemplaren (in variablem Verhältnis - siehe Populations - Ökologie)	Regelmäßiger Nachweis lebender Individuen, auch wenn eine Altersklasse mehrheitlich fehlt.	Regelmäßiger Nachweis von Leerschalen ⁵¹ und nur vereinzelt lebenden Individuen.

⁵¹ Bei *V. angustior* besteht die Schwierigkeit bei der Erstellung von Indikatoren darin, die unterschiedlichen Lebensräume vergleichbar zu charakterisieren. Die immer wiederkehrende Gemeinsamkeit besteht im Vorhandensein von Streu oder Moos. Dieses Merkmal soll daher ein Habitat beschreiben.

67.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: =70% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

B: <70% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A und < 50% Erhaltungszustand C.

C: >50% der Einzelpopulationen haben Erhaltungszustand C

67.3 Bewertungsanleitung

67.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Wenn Zustand des Habitats = C, dann Erhaltungszustand = C.

Ansonsten gilt:

$$3A = A$$

$$3B = B$$

$$3C = C$$

$$2A + 1B = A$$

$$2A + 1C = B$$

$$1A + 2C = B$$

$$2B + 1A \text{ (oder } 1C) = B$$

$$1B + 2C = C$$

67.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

68 1016 VERTIGO MOULINSIANA (DUPUY, 1849)

68.1 Schutzobjektsteckbrief

68.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Bauchige Windelschnecke

Synonymie: *Pupa moulinsiana* DUPUY, 1849. Locus typicus: France: Lyon., *Pupa laevigata* KOKEIL, in GALLENSTEIN, 1852, *Pupa Charpentieri* SHUTTLEWORTH, in KÜSTER, 1852, *Pupa moulinsiana* var. *personata* MOQUIN-TANDON, 1855, *Vertigo ventrosa* HEYNEMANN, 1862, *Pupa küsteriana* WESTERLUND, 1875, *Pupa moulinsiana* var. *octodentata* WESTERLUND, 1878, *Vertigo limbata* MOQUIN-TANDON, *Pupa desmoulinsi* GERMAIN, 1913.

68.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Stylommatophora, Pupilloidea, Vertiginidae, Vertigininae Anmerkungen zu eventuellen Unterarten, Rassen, Varietäten

Merkmale (nach POKRYSKO, 1990 und KERNEY, 1983):

Das Gehäuse ist gedrungen eiförmig (Höhe: 2,25-2,73 mm; Breite: 1,33-1,65 mm), die etwa 4,7-4,8 Umgänge sind relativ bauchig; der letzte - sehr stark erweitert und ca. zwei Drittel der Gehäusehöhe einnehmend - steigt kaum an. Die Mündung ist dreieckig bis herzförmig basal schmaler, die palatale Einbuchtung nur schwach (siehe unten). Der Mündungsrand ist palatal und basal breit zurückgebogen, jedoch sehr zart. Parallel zur Lippe verläuft etwas weiter innen ein kräftiger weißlicher Callus am gesamten Palatal- und Basalrand. Ein deutlicher, teilweise unregelmäßiger Nackenwulst ist vorhanden (Ähnlichkeit mit *V. antivertigo*).

Vertigo moulinsiana hat zwischen 4 und 8 Zähne (sehr selten sogar 9) - immer vorhanden sind: ein kurz faltenartig bis knopfförmiger Columellarzahn, ein ebenso kurzer hoch aufgefalteter Parietalzahn sowie ein oberer und ein unterer Palatalzahn - beide auch hoch aufgefaltet, entspringen dem Callus und reichen etwa ein Fünftel des letzten Umganges ins Innere. Ein Teil der Individuen hat noch folgende eher knopfförmige Zähne: ein Angularis, ein bis zwei rudimentäre Suprapalatalzähne, ein häufig zweiteiliger Infrapalatalis, ein Basalis und nur ausnahmsweise ein Interpalatalis knapp unterhalb des oberen Palatalis. In der äußeren Palatalwand gibt es zwei schwache Einbuchtungen korrespondierend mit der Position der Palatalfalten.

Frische Schalen sind durchscheinend glänzend gelblich-hornfarben bis braun, der Callus und die Palatalzähne sind durch die Schale sichtbar, vor allem der letzte Umgang ist kaum sichtbar gestreift. Zwischen weißlichem Kallus und Lippe befindet sich ein schmales rötlich - braunes Band.

Geschlechtsorgane: Die Gonaden bestehen aus 4 - 8 rundlichen Ascis im oberen Lobus sowie 6 - 10 im unteren. Sie sind ebenso wie der gekräuselte Teil des Zwitterganges dunkel pigmentiert. Die Eiweißdrüse ist dreieckig, ihre Loben groß und polygonal. Jedoch tritt häufig Aphallismus auf - und zwar in jeder Population etwa bei einem Drittel der Individuen (POKRYSKO, 1990). Diese Tatsache erschwert die sichere Bestimmung an Hand der Genitalien wie bei jeder der *Vertigo* - Arten.

68.1.3 Biologie

Vertigo moulinsiana gehört zu den *Vertigo* - Arten, die auf hochwüchsigen Pflanzen kletternd leben (auf verschiedenen Arten von *Typha*, *Iris*, *Glyceria*, *Carex* und *Phragmites*), wo sie die Aktivitätsphase im Frühjahr und Sommer 30-50 cm über dem Boden bzw. der Wasseroberfläche verbringen, im Herbst sogar in einigen Metern Höhe auch auf feuchtem Holz. Im Spät-

herbst steigen sie ab bis zum Boden, um sich für den Winter in der Bodenstreu zu verkriechen oder aber, falls sie über einer Wasserfläche leben, in dichten Gruppen an den untersten Blättern zu überwintern (POKRYSZKO, 1990; KILLEEN, 2003). Nie gefunden wurde *V. moulinsiana* an Standorten mit passender Ausprägung, wenn diese gemäht oder beweidet wurden (POKRYSZKO, 1990).

Diese Art ernährt sich von Pilzen an Sumpf- und Ufervegetation - *Haplophragmium chlorocephalum* (FRES.), *Puccinia urticae-caricis* KLEBAHN, *Helminthosporium* sp. (STEUSLOFF, 1937).

Fortpflanzung: *V. moulinsiana* ist hermaphrodit, jedoch ist ein beträchtlicher Teil jeder Population aphyllisch und es erfolgt Selbstbefruchtung (POKRYSZKO, 1990). Die Eier entwickeln sich in weniger als 2 Wochen, die Hauptreproduktionsperiode liegt im Sommer (KILLEEN, 2003).

68.1.4 Autökologie

Die Existenz von *Vertigo moulinsiana* ist an ganz spezifische Feuchtbiopten gebunden: Sie bewohnt kalkreiche Sümpfe und Moore des Tieflandes (nach Anhang I der FFH-Richtlinie die Lebensraumtypen 7210, 7220, 7230) und Uferstreifen an Niederungsbächen und -seen (MILDNER 2000, POKRYSZKO 1990). Die Ausprägung eines hochwüchsigen Feuchtpflanzenbewuchses sowie ein hoher Grundwasser-Spiegel, der die Bodenoberfläche erreicht oder geringfügig darüber liegt, ist Voraussetzung. Die Art benötigt hohe Luftfeuchtigkeit - besonders Eier und Jungtiere sind stark von Austrocknung gefährdet (POKRYSZKO 2003) - und sie ist empfindlich gegenüber niedrigen Wintertemperaturen (MILDNER 2000, PROSCHWITZ 2003).

68.1.5 Populationsökologie

Populationsdichten von mehr als 1.000 Individuen/m² wurden mehrfach für diese Art festgestellt, jedoch treten sowohl jahreszeitlich als auch über einen Zeitraum von mehreren Jahren Schwankungen auf - etwa 200 - 600 Individuen/m² in Folgejahren (KILLEEN, 2002). Leider gibt es zu den österreichischen Populationen noch keine derartigen Untersuchungen, jedoch auch MILDNER (Mündl. Mitt. 2003) stellte einige hundert Exemplare auf kleinstem Raum fest - die isoliert liegenden Habitate umfassen häufig nur wenige Quadratmeter. Auch POKRYSZKO (2003) für Polen und FALKNER (2003) für Deutschland haben ähnliche Habitatgrößen vorgefunden.

68.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtareal der Art: *Vertigo moulinsiana* ist eine atlantisch-mediterrane Art. Sie hat ein diskontinues Areal, das von Süd-Schweden bis Nord-Afrika reicht. In Europa sind ihre Fundorte verstreut über die südlichen Teile Europas - von den Pyrenäen bis Transkaukasien, sie erstrecken sich im Norden über die britischen Inseln bis Süd-Schweden. Die südliche Verbreitungsgrenze ist nicht genau bekannt, jedoch sind auch Funde aus Nord-Afrika bekannt (Algerien und Marokko). (POKRYSZKO 1990, KEARNEY 1983)

Vorkommen in Europa: Innerhalb der EU 15 kommt die Art in W-Spanien, S-Frankreich, S-Sizilien, Griechenland, Österreich, Deutschland, Belgien, Niederlande (bereits ausgestorben?), Dänemark, Großbritannien, N-Irland und S-Schweden vor.

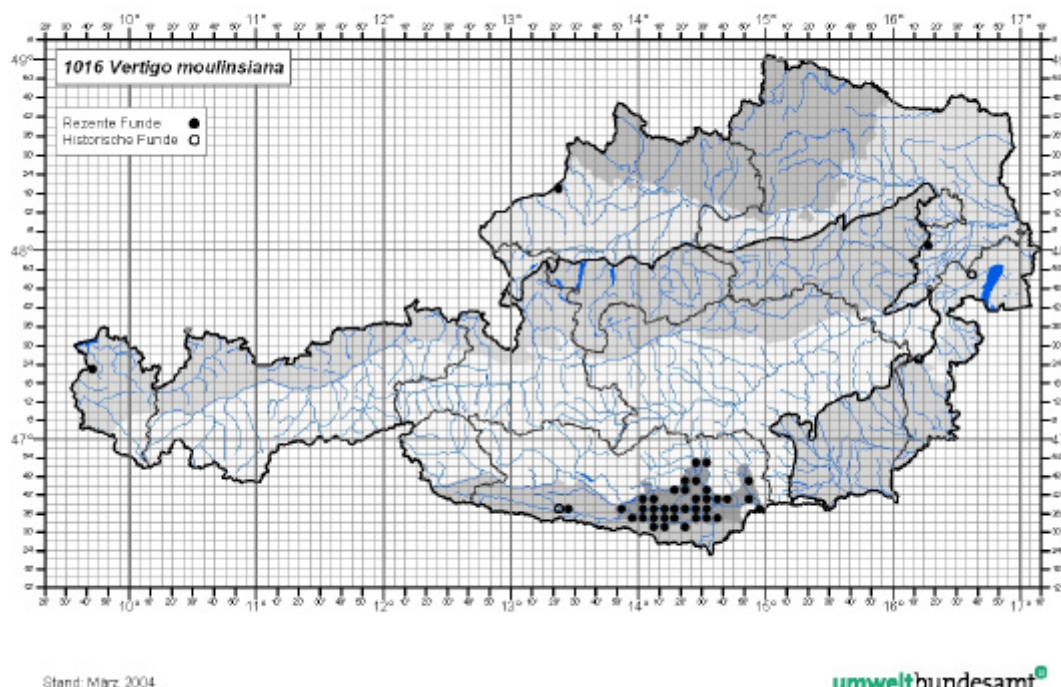
Darüber hinaus ist die Art innerhalb Europas noch in der W-Schweiz, Polen, Tschechien, Slowakei, Ungarn, Bulgarien, Litauen vorhanden.

Verbreitung der Art in Österreich: Diese *Vertigo* - Art ist in Österreich sehr selten (je 1 aktueller Lebendfund in den Bundesländern Vorarlberg, Ober- und Niederösterreich, Burgenland) mit Ausnahme Kärntens. Einerseits wurde in diesem Bundesland ein Forschungsschwerpunkt zur Verbreitung der Mollusken der FFH-Richtlinie (MILDNER 1998 - 2001) gesetzt, andererseits findet *V. moulinsiana* in Kärnten besonders günstige Verhältnisse in Bezug auf geologische

(kalkreicher Untergrund) sowie klimatische (mediterraner Einfluss) Bedingungen. Auch historisch betrachtet liegt die Mehrheit der spärlichen Fundorte im südlichsten Bundesland. Die historischen Funde aus dem Burgenland sind heute erloschen, wobei der Fund bei Donnerskirchen möglicherweise subfossil sein dürfte (KLEMM 1974). Die wenigen älteren Meldungen aus Kärnten konnten alle wieder lebend nachgewiesen werden (MILDNER 1999).

Die vertikale Verbreitung der Art liegt zwischen 160 und 600 m (KLEMM 1974).

Bestandessituation: Bei dementsprechendem Schutz der sehr kleinräumigen Habitate erscheint der Bestand im Bundesland Kärnten als gesichert. Im Gegensatz dazu steht die Situation im restlichen Österreich, wo einerseits der Erforschungsgrad noch sehr gering ist, andererseits auch erfahrenen Malakologen wie Reischütz und Stummer nur sehr wenige Neunachweise möglich waren.



68.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Die Einstufung laut Roter Liste für Österreich (FRANK & REISCHÜTZ, 1994) ist "1 - Vom Aussterben bedroht". Für Kärnten erscheint inzwischen eine Einstufung im Rahmen der Roten Liste mit "2 - Stark gefährdet" diskussionswürdig. Jedoch ist ein strenger Schutz der auch hier sehr kleinflächigen Habitate Voraussetzung für den Erhalt der Bestände.

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie.

Entwicklungstendenzen: Wie bereits von EHRMANN 1933 festgestellt, machen diluviale und alluviale Funde deutlich, dass die Art heute im Rückgang begriffen ist. Inzwischen hat sich die Bestandssituation in ganz Europa drastisch verschlechtert (FALKNER 1990). Der Rückgang dieser extrem stenöken Art ist nicht nur durch den klimatischen Wandel zu erklären, sondern vielmehr auf menschliche Aktivitäten zurück zu führen - besonders in den letzten Jahrzehnten sind viele Habitate empfindlich gestört oder gänzlich zerstört worden. Vom ökologischen Standpunkt her ist *V. moulinsiana* (DUPUY, 1849) anthropophob (POKRYSZKO 1990).

Gefährdungsursachen: Die Gefährdungsursachen sind vor allem in Veränderungen des hydrologischen Zustandes eines Habitats zu suchen - durch wasserbauliche Maßnahmen (Regulierung, Kanalisierung und Baggerung) oder Platzbedarf von Tourismus (Wasser- und Angelsport) und Landwirtschaft (Trockenlegung und Drainage von Moorwiesen und Kleingewässern), aber auch durch Chemieeintrag (Herbizide, Insektizide) und Eutrophierung durch Überdüngung, was langfristig zu einer Veränderung des Pflanzenbestandes führt. Extensive Beweidung oder Schnitt reduzieren eine Population, intensive Bewirtschaftung in dieser Form löscht sie aus - wobei vor allem die mechanische Zerstörung des Standortes der entscheidende Faktor ist.

FALKNER (2003) erörtert die Vor- und Nachteile dieser auch im restlichen Mittel- und Nordeuropa ähnlich anzutreffenden Habitate: Vorteilhaft ist die Möglichkeit, selbst auf kleinen Flecken passenden Habitats vorzukommen. Aber bereits ein kleiner Eingriff in diesen Lebensraum kann ihn total zerstören und mit ihm die komplette Population. Eine natürliche Wiederbesiedlung durch benachbarte Populationen kann nicht stattfinden, da die Habitate keinen Zusammenhang haben (FALKNER 2003). Ebenso halten sowohl MILDNER (2000) als auch FRANK & REISCHÜTZ (1994) in der Natur eine Kolonisation bzw. Re-Kolonisation von anderen Standorten aus für schwierig, wenn nicht unmöglich.

Grundsätze für mögliche Arten-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die wichtigste Artenschutzmaßnahme ist der strenge Schutz der ohnehin sehr kleinen Habitate vor Entwässerung und Verschmutzung jeder Art (Beachtung der landwirtschaftlichen Tätigkeit im Umfeld, ev. Monitoring des Wasserkörpers) sowie vor Veränderung der Habitatstruktur durch mechanische Reduzierung des Pflanzenbestandes oder Aufforstung.

Wenn die Lebensbedingungen in einem Habitat den Anforderungen von *V. moulinsiana* entsprechen, ist es durchaus möglich, die Art künstlich einzusetzen. In Großbritannien konnte ein derartiges Besiedlungsprogramm an neuen Standorten erfolgreich durchgeführt werden: Grashöpfe oder Bülden mit *Vertigo moulinsiana* - und den geeigneten Pflanzen zum Klettern und zur Nahrung wurden in - bisher von der Art nicht bewohnte - Seggen- oder Riedbestände verpflanzt. Innerhalb von 5 Jahren konnten sich dort stabile Populationen etablieren (KILLEEN, 2003). In Österreich konnten in dieser Hinsicht noch keine Erfahrungen gemacht werden. Sicher ist jedoch von großer Wichtigkeit, die Wirtspflanzen mitzuversetzen, um die passende Nahrungsgrundlage (Pilze) gleich von Anfang an zu gewährleisten.

Es erscheint angebracht, entsprechende Habitate in den Tiefenlagen aller Bundesländer umgehend auf das Vorkommen von *V. moulinsiana* zu überprüfen, um rechtzeitig Schutzmaßnahmen ergreifen zu können.

68.1.8 Verantwortung

Die Verantwortung für diese Art liegt besonders beim Bundesland Kärnten, wo das Hauptgewicht der österreichischen - möglicherweise sogar mitteleuropäischen - Verbreitung liegt. In den übrigen Bundesländern sollte ihre Verbreitung möglichst bald erhoben werden, um geeignete Schutzmaßnahmen setzen zu können. Die sehr spezifischen Habitate von *V. moulinsiana* sind ihrerseits besonders gefährdet, da sie, um in günstigem Erhaltungszustand zu verbleiben, auf keine Art vom Menschen genützt werden können, was durchaus ein gewisses Konfliktpotenzial birgt.

68.1.9 Kartierung

Die nach wie vor wichtigste Methode zur Erhebung der Art besteht in Direktkontrollen an Blättern und Stängeln hochwüchsiger Wasser- und Sumpfpflanzen. Zu beachten ist, dass die Tiere in der Aktivitätsphase vorwiegend in einer Höhe von 30-50 cm über der Wasseroberfläche anzutreffen sind. Zur Erhebung neuer Habitate erscheint vor allem die Suche an Gewässerrändern (Gewässer kalkreich) mit hochwüchsigem Pflanzenbestand in Tieflagen aussichtsreich. Die Er-

hebung von Populationsdaten setzt besonderes Augenmaß voraus, damit sie nicht zur erheblichen Verschlechterung oder gänzlichen Vernichtung eines so kleinflächigen Standorts führt. Die Schwierigkeit besteht besonders darin, zur Zählung und Messung entnommene Exemplare wieder am Entnahmeort auszusetzen, da dieser zumeist über der Wasseroberfläche liegt - es ist den Tieren eine "Plattform" zu bieten, von der aus sie wieder an den Stängeln hinaufklettern können, wobei kurzfristig tägliche Kontrolle nötig ist.

68.1.10 Wissenslücken

Ein bedeutendes Wissensdefizit in der Verbreitungsdokumentation herrscht in sämtlichen Bundesländern ausgenommen Kärnten, jedoch auch hier könnten genauere Daten zur zahlenmäßigen Erfassung und Entwicklung der Populationen von Nutzen für die Erhaltung der Art sowie den Schutz der Habitate sein. Voraussetzung für die Bearbeitung sind gute taxonomische Kenntnisse des gesamten Formenkreises innerhalb der Vertiginiden. Außerdem ist besondere Vorsicht geboten, damit die Forschungstätigkeit nicht zu einer weiteren Dezimierung führt.

68.1.11 Literatur und Quellen

Literatur allgemein

- BANK, R. A. , G. FALKNER, T. V. PROSCHWITZ & T. E. J. RIPKEN (1998): Checklist of European Continental Mollusca (CLECOM). - Friedrich- Held- Gesellschaft, München.
- BOATO, A. , M. BODON, M. GIOVANNELLI & P. MILDNER (1989): Molluschi terrestri delle Alpi sudorientali.- Biogeogr. , 13, 429 - 528. Bologna.
- BOGON, K. (1990): Landschnecken. Biologie, Ökologie, Biotopschutz. Natur- Verlag. Augsburg.
- CAMERON, R. A. D., COLVILLE, B., FALKNER, G. et al. (2003): Species Accounts for snails of the genus *Vertigo* listed in Annex II of the Habitats Directive: *V. angustior*, *V. genesii*, *V. geyeri* and *V. moulinsiana* (Gastropoda, Pulmonata: Vertiginidae). *Heldia* 5(Sonderheft 7): 59 - 72, München.
- EHRMANN, P. (1933): Mollusken, Weichtiere. In Brohmer, P., P. Ehrmann & G.Ulmer: Fauna von Deutschland, II. Band, 1 - 264. 13 Tafeln, Leipzig.
- FALKNER, G. (1990): Binnenmollusken. In: Fechter, R. & G. Falkner, Weichtiere. - 1 - 287. Steinbachs Naturführer. MosaikVerlag, München.
- FALKNER, G. (1992): Rote Liste gefährdeter Schnecken und Muscheln (Mollusca). - Schriftenr. bayer. Landesamt Umweltsch. 111: 47 - 55. München.
- FALKNER, G. , R. A. BANK & T. VON PROSCHWITZ (2001): Check-list of the non-marine Molluscan Species-group taxa of the States of Northern, Atlantic and Central Europe (CLECOM I). *Heldia*, 4 (1/2): 1- 76. München.
- FALKNER, G. (2003): The status of the four Annex II species of *Vertigo* in Bavaria (Gastropoda, Pulmonata:Vertiginidae). *Heldia* 5(Sonderheft 7): 59 - 72, München.
- JUNGBLUTH, J. H. & D. VON KNORRE (1995): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln] in Deutschland. - Mitt. deutsche Malakozoolog. Ges. , 56/ 57: 1- 17. Frankfurt/ Main.
- KERNEY, M. P.; CAMERON, R. A. D. & J. H. JUNGBLUTH (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. - 1 - 384. Parey Verlag, Berlin; München.
- KILLEEN, I. J. (2003): A review of EUHSD *Vertigo* species in England and Scotland (Gastropoda, Pulmonata: Vertiginidae).
- MARTIN C. D. SPEIGHT, EVELYN A. MOORKENS & FALKNER, G. (2003): Proceedings of the Workshop on Conservation Biology of European *Vertigo* species, Dublin, April 2002. *Heldia* (Münchner Malakologische Mitteilungen) Bd.5, Sonderheft 7.

- MANGANELLI, G.; BODON, M.; FAVILLI, L. & F. GIUSTI (1995): *Gastropoda Pulmonata*. In: MINELLI, A.; RUFFO, S. & LA POSTA, S. (1995): Checklist delle specie della Fauna Italiana, Fasc. 16:25 - 60. Bologna
- MILDNER, P. (1974): Die Mollusken im Spiegelbild ihrer Ökologie - die Gefährdung ihrer Biotope. - *Kärntner Naturschutzblätter, Sonderheft 2*, 13 : 83-91. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (1980): *Ecological Aspects on Alpine Land-Mollusca*. - *Haliotis*, 10 (2) : 99. Paris.
- POKRYSZKO, B. M. (1990): The Vertiginidae of Poland (*Gastropoda: Pulmonata: Pupilloidea*) a systematic monograph. - *Ann. Zoologici* 43 (8) : 1- 257. Warszawa.
- POKRYSZKO, B. M. (2003): *Vertigo of continental Europe - autecology, threats and conservation status* *Gastropoda, Pulmonata: Vertiginidae*. *Heldia* 5 (Sonderheft 7): 13 - 25, München.
- PROSCHWITZ, T. VON (2003): A review of the distribution, habitat selection and conservation status of the species of the genus *Vertigo* in Scandinavia (Denmark, Norway and Sweden) (*Gastropoda, Pulmonata: Vertiginidae*). *Heldia* 5 (Sonderheft 7): 13 - 25, München.
- REISCHÜTZ, P. L. & F. SEIDL (1982): Gefährdungsstufen der Mollusken Österreichs. - *Mitt. Zool. Ges. Braunau* 4/ 4/ 6: 117- 128. Braunau.
- REISCHÜTZ, P. L. (1998): Vorschlag für deutsche Namen der in Österreich nachgewiesenen Schnecken- und Muschelarten. - *Nachrbl. d. Ersten Vorarlberger Malakolog. Ges.* , 6: 31- 44. Rankweil.
- REISCHÜTZ, P. L. (1999): Ergänzungen und Berichtigungen zu: "Vorschlag für deutsche Namen der in Österreich nachgewiesenen Schnecken- und Muschelarten, 1" - *Nachrbl. d. Ersten Vorarlberger Malakolog. Ges.* , 7: 11 - 13. Rankweil.
- TATTERSFIELD, P. & MCINNES, R. (2003): Hydrological requirements of *Vertigo moulinsiana* on three candidate Special Areas of Conservation in England (*Gastropoda, Pulmonata: Vertiginidae*). *Heldia* 5 (Sonderheft 7): 13 - 25, München.
- TURNER, H.; KUIPER, J. G. J.; THEW, N.; BERNASCONI, R.; RÜETSCHI, J.; WÜTHRICH, M. & GOSTELI, M. (1998): *Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins*. - *Fauna Helvetica* 2: 1 - 527. Neuchatel.
- ZULKA, K.P. et al. (2001): Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. In E. Weigand: *Monographien*, Bd. 135, Wien, 2001 Federal Environment.

Literatur mit speziellem Österreich-Bezug:

- BECKMANN, K.H. (1997): Die während der DMG-Tagung 1995 in Kärnten beobachteten rezenten Mollusken mit Bemerkungen zu Neunachweisen in den Untersuchungsgebieten und einem systematischen Verzeichnis (Checklist) der Kärntner Mollusken. *Mitt. Dtsch. Malakozool. Ges.* 64: 37- 47. Frankfurt am Main.
- FRANK, C. (1992): *Malakologisches aus dem Ostalpenraum*. - *Linzer biol. Beiträge*, 24/ 2: 383- 662. Linz.
- FRANK, C. & P. L. REISCHÜTZ (1994) : Rote Liste gefährdeter Weichtiere Österreichs (*Mollusca: Gastropoda und Bivalvia*). - In: GEPP, J. (Hrsg.), *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. - 283 - 316.- Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Graz.
- GALLENSTEIN, H. VON (1900): Die Bivalven- und Gastropodenfauna Kärntens. II. Gastropoden, *Stylomatophora*. - *Jahrb. Naturhist. Mus. Kärnten*, 24 (47) : 1 - 169. Klagenfurt.
- KLEMM, W. (1960): *Mollusca*. In: *Catalogus faunae Austriae*, Teil VII a. - 1 - 59. Österr. Akad. Wiss., Wien.
- KLEMM, W. (1974): Die Verbreitung der rezenten Land - Gehäuse - Schnecken in Österreich.- *Denschr.Österr.Akad.Wiss.Wien*, 117: 1 - 503.
- KUHNA, W. & SCHNELL, P. (1965) : *Vertigo moulinsiana* und *Perforatella bidentata* in Kärnten. - *Mitt. DMG* 1 : 93.
- MILDNER, P. (1973): Die Kärntner Molluskenfauna und ihre Existenzgefährdung. - *Kärntner Naturschutzblätter*, 12 : 63-68. Klagenfurt.

- MILDNER, P. (1982): Die Molluskensammlung im Landesmuseum für Kärnten. - Kärntner Museumschriften, 69: 1- 72.
- MILDNER, P. (1998): Faunistisch bemerkenswerte Nachweise von Gastropoden im Kärntner und Osttiroler Raum. - *Stapfia* 55: 713- 718.
- MILDNER, P. (2000): Zur Verbreitung der Bauchigen Windelschnecke *Vertigo moulinsiana* (DUPUY, 1849) (Gastropoda, Stylommatophora, Vertiginidae) in Kärnten. – *Carinthia* II, Teil 1, 190/ 110: 172- 180. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (2000): Zur Verbreitung der Schnecken- und Muschelarten von gemeinschaftlichem Interesse gemäß der FFH-Richtlinie in Kärnten. - Kärntner Naturschutzberichte, Band 5: 51- 61. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (2000): Zur Verbreitung von *Vertigo antivertigo* (DRAPARNAUD, 1801) und *Vertigo geyeri* (LINDHOLM, 1925) (Gastropoda, Stylommatophora, Vertiginidae) in Kärnten. - *Carinthia* II, Teil 2, 190/ 110: 531- 536. Klagenfurt.
- MILDNER, P. (2001): Zur Verbreitung der Schnecken- und Muschelarten von gemeinschaftlichem Interesse gemäß der FFH-Richtlinie in Kärnten. Nachtrag. - Kärntner Naturschutzberichte, Band 6. Klagenfurt.
- MILDNER, P. & RATHMAYR, U. (1999): Weichtiere (Mollusca : Gastropoda und Bivalvia). In: Amt der Kärntner Landesregierung (1999): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. - Naturschutz in Kärnten, H. 15: 643- 662. Klagenfurt.
- REISCHÜTZ, P. L. (1997): Bemerkenswerte Molluskenfunde in Österreich. – *Nachrbl. d. Ersten Vorarlbg. Malak. Ges.* 5: 33- 35. Rankweil.
- REISCHÜTZ, P. L. (1998): Vorschlag für deutsche Namen der in Österreich nachgewiesenen Schnecken- und Muschelarten. - *Nachrbl. d. Ersten Vorarlberger Malakolog. Ges.* , 6: 31- 44. Rankweil
- REISCHÜTZ, P. L. (1999): Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Niederösterreichs XV. Streifzüge durch das südliche Wiener Becken. - *Nachrbl. Erste Vorarlbg. Malak. Ges.* 7: 14 – 18, Rankweil.
- REISCHÜTZ, P. L. (2000): Die im Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufgelisteten Arten der Weichtiere (Schnecken und Muscheln) und ihre Abdeckung durch Natura 2000-Gebiete in Österreich. *Nachrbl. Erste Vorarlbg. Malak. Ges.* 8, 15 - 20, Rankweil.
- STUMMER, B. (1996): Neue Schneckenfunde aus Vorarlberg (Österreich). – *Nachrbl. Erste Vorarlbg. Malak. Ges.* , 4: 55 – 57. Rankweil.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Naturhistorisches Museum Wien; Landesmuseen Kärnten, Tirol, Oberösterreich, Steiermark; Haus der Natur , Salzburg; Privatsammlungen REISCHÜTZ (NÖ), SEIDL (Linz), STUMMER (Im Besitz des Paläontologischen Instituts der Univ. Wien), Naturschutzabteilungen der Bundesländer (Stand XII. 2002), Umweltbundesamt (1996): Datenbank der in Österreich gefährdeten und geschützten Tier- und Pflanzenarten. Naturschutz (E. WEIGAND), EDV (W. NAGY).

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art (im In- und Ausland)

MILDNER, P. (Klagenfurt , Kärnten); REISCHÜTZ, P. L. (Horn, NÖ); EDLINGER, K. (Wien); CAMERON, R.A.D. (Sheffield, UK); FALKNER, G. (München, D.); POKRYSZKO, B.M. (Wroclaw, PL); PROSCHWITZ, T. v. (Göteborg, S)

68.2 Indikatoren und Schwellenwerte

68.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Natürlichkeit der Habitatstruktur	Hochwüchsige Sumpf- und Wasserpflanzen als prä-	Feuchtpflanzen unterschiedlicher Ausprägung	Hochwüchsige Pflanzen deutlich reduziert (Mähen,

	gendes Element des Standortes	(Büsche, kurze Gräser, hohe Gräser und Feuchtpflanzen)	Beweidung), aufgeforstete Feuchtfläche
Anteil an hochwüchsigen Sumpf- und Wasserpflanzen ⁵²	> 66%	66 - 33%	< 33%
Grundwasserspiegel	durchbricht den Bodenhorizont	liegt knapp unter dem Bodenhorizont	ist deutlich abgesunken
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße ⁵³	>600 Individuen	200 - 600 Individuen	< 200 Individuen

68.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: =70% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

B: <70% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A und < 50% Erhaltungszustand C.

C: >50% der Einzelpopulationen haben Erhaltungszustand C

68.3 Bewertungsanleitung

68.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

4A = A

3A + 1B = A

3A + 1C = A

2A + 2B = A

2A + 1B + 1C = B

2A + 2C = B

1A + 3B = B

1A + 2B + 1C = B

1A + 1B + 2C = B

1A + 3C = C

4B = B

3B + 1C = B

2B + 2C = C

1B + 3C = C

4C = C

⁵² auch teilweise abgestorbene Pflanzen werden von *V. moulinsiana* besiedelt

⁵³ jahreszeitliche Schwankungen sind zu beachten sowie zumindest 1 Folgejahr zu beobachten - siehe auch Kapitel "Populationsökologie". Da die Habitate nur wenige Quadratmeter groß sind, tritt in einem potenziellen Habitat normalerweise nur eine geschlossene Population auf, Abstände zu Nachbarpopulationen sind bisher nicht erhoben.

68.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

69 1915 * *HELICOPSIS STRIATA AUSTRIACA* (GITTENBERGER, 1969)

69.1 Schutzobjektsteckbrief

69.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Österreichische Heideschnecke

Synonymie: *Helicopsis austriaca* GITTENBERGER, 1969, *Martha striata costulata* WAGNER, 1922.

69.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Stylommatophora, Helicoidea, Hygromiidae, Hygromiinae, Trichiini

Merkmale (nach GITTENBERGER):

Art der Gattung *Helicopsis* mit gedrückt konischem bis kugeligem Gehäuse, das eine starke Rippung aufweist. Die Gehäusefarbe ist gelblichweiß mit dunkler Spitze; häufig treten ein bis mehrere meist schmale, seltener breite braune Bänder auf, die von den hellen Rippen unterbrochen werden. Das Embryonalgehäuse ist glatt, die übrigen Umgänge sind stark unregelmäßig gerippt, an der Unterseite etwas schwächer. Beim adulten Tier sind 4 – 4 1/3 Umgänge vorhanden, etwas oberhalb der Mitte des letzten Umganges tritt oft die Andeutung einer Kante auf. Der Nabel ist trichterförmig und nimmt etwa 1/5 der Gehäusebreite ein.

Gehäusemaße: Höhe im Durchschnitt 3,7mm (3,3 - 4,3), Breite: 6,0mm (5,6 – 6,6). Die Mündung ist kreisrund bis schwach elliptisch, innen mit einer schmalen, etwas aufstehenden weißlichen Lippe. Diese ist vom Mündungsrand mindestens soweit entfernt wie die eigene Breite.

An den Genitalien auffällig ist ein relativ kurzer Epiphallus, dicke Glandulae mucosae und zwei sehr lange, gekrümmte Pfeile.

Zur Unterscheidung von der ähnlichen Unterart *Helicopsis striata striata*: Im Gegensatz zu *Helicopsis striata austriaca* hat diese weit größere Gehäuse (Höhe: 5-6mm, Breite: 7-9mm), weit aus schwächere Rippung, den letzten Umgang erweitert und die Mündung breiter mit flacher weißer Lippe. Ebenso ist *Helicopsis hungarica* viel größer mit weniger groben Rippen.

69.1.3 Biologie

Als Trockenrasen-Bewohner liegt das diurnale Aktivitätsmaximum in der Morgendämmerung um den Taupunkt, ebenso wie bei *Helicopsis striata striata* selbst. Ernährung und Entwicklungszyklus sind nicht bekannt und sollten auf Grund der wenigen lebenden Populationen mit besonderer Vorsicht in Bezug auf Entnahme sowie Störung erforscht werden.

Helicopsis striata austriaca ist vergesellschaftet mit den wenigen Schnecken-Arten der Steinfeld-Trockenrasen: *Cepaea vindobonensis*, *Cochlicopa lubrica*, *Deroceras* sp., *Granaria frumentum*, *Xerolenta obvia*, *Pupilla muscorum* und *Zebrina detrita*.

69.1.4 Autökologie

Helicopsis striata austriaca ist eine xerophile, calciophile Art, die auf Trockenrasen lebt. Sie bewohnt die Reste der größten Primärsteppe Mitteleuropas auf den Kalkschottern der Piesting.

Die bevorzugte Vegetationsstruktur ist eine niedrige, lückige Vegetation mit geringem Anteil an Streu, dafür mit Vegetationslücken und Steinen, bestehend aus Kryptogamen (Moosen und

Flechten) sowie Teppichsträuchern (*Globularia cordifolia*, *Helianthemum canum*) an Blütenpflanzen.

69.1.5 Populationsökologie

Nur niederwüchsige ursprüngliche Trockenrasen-Vegetation ermöglicht das Vorkommen lebender Populationen. Eine Degradation der Rasen in Richtung hochwüchsige Horstgräser oder Buschsteppe, führt zu einem Erlöschen der Population. Jedenfalls konnten an solcher Art veränderten Standorten nur mehr Leerschalen gefunden werden. Die genaue Ursache ist nicht bekannt, jedoch wird vermutet (REISCHÜTZ, briefl. Mitt. In BIERINGER, 2001), dass die mikroklimatischen Faktoren für die Entwicklung der Gelege nicht mehr günstig sind.

Über die altersmäßige Aufteilung innerhalb der wenigen Populationen sowie deren Individuenzahlen fehlen die Kenntnisse, da der Großteil der wenigen individuenreicheren Populationen in militärischem Sperrgebiet liegt.

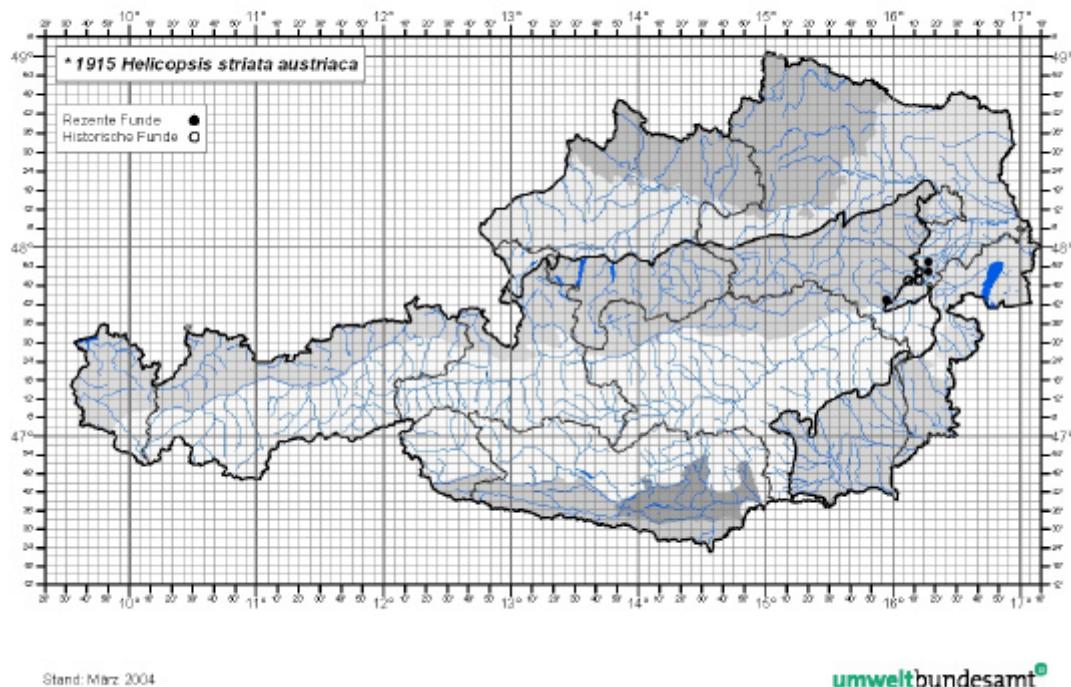
69.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Diese Unterart ist ein österreichischer Endemit.

Österreich: Das Verbreitungsgebiet liegt im südlichen Wiener Becken - im nördlichen Steinfeld zwischen dem Piestingtal und der Warmen Fische und sporadisch auf den angrenzenden Teilen der Thermenlinie (jedoch nur mehr in Sieding / Ternitz konnten Lebendfunde aus dem südlichen Steinfeld nachgewiesen werden). Vereinzelt Leerschalen-Funde lassen darauf schließen, dass in die frühere Verbreitung auch das Südliche Steinfeld eingeschlossen war. Jedoch haben sich dort die Trockenrasen unwiederbringlich verändert.

Die vertikale Verbreitung liegt ca. zwischen 250 und 480m.

Bestandessituation: Das Vorkommen um Blumau-Neurißhof erstreckt sich über eine Fläche von über 10ha und ist damit bemerkenswert großflächig im Vergleich zu anderen Reliktstandorten gefährdeter Molluskenarten. Der Standort ist in relativ ursprünglichem Zustand – eine Federgrassteppe (*Fumano-Stipetum ericaulis*) wie sie typisch für das Steinfeld ist. Laut BIERINGER (mündl. Mitteilung, 2003) wäre der Bestand nicht gefährdet, sofern die Trockenrasen dieses Gebietes, das insgesamt etwa 20km² umfasst, in ursprünglichem Zustand erhalten bleiben.



69.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Nach Roter Liste gefährdeter Weichtiere Österreichs (FRANK & REISCHÜTZ, 1994): Kat. 1 (vom Aussterben bedroht)

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Halten die Entwicklungstendenzen der vorherigen Jahrzehnte unvermindert an, ist diese Unterart laut BIERINGER (2001) in 10 Jahren ausgestorben.

Gefährdungsursachen: Einerseits Gebietsverlust durch Verbauung, Schotterabbau, Land- und Forstwirtschaft, andererseits Einsatz von Agro-Chemikalien.

Die hauptsächliche Gefahr geht jedoch von den Stickstoff-Immissionen aus, die eine Degradation der Trockenrasen nach sich zieht, was zum Erlöschen von Populationen führt.

Grundsätze für mögliche Arten-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Die beste Artenschutzmaßnahme ist auch hier - wie so oft - die Erhaltung des ursprünglichen, günstigen Zustandes der Trockenrasen.

Zu Pflege- und Managementmaßnahmen liegen noch keine experimentellen Erfahrungen vor, aber es konnte beobachtet werden, dass extensive Beweidung (durch Rinder oder Pferde, über Schafbeweidung gibt es keine Kenntnisse) den günstigen (niederwüchsigen) Erhaltungszustand des Rasens fördert. Weiters verdanken einige individuenreiche Populationen im militärischen Gebiet ihre Existenz dem kontrollierten Abbrennen im Winter (Sommerbrände verursachen gravierende Schäden) - ein Aufkommen von hochwüchsigen Arten wird dadurch verhindert, die Schnecken nehmen keinen Schaden, da sie zur Überwinterung tief genug eingegraben sind.

Die Problematik bei der extensiven Beweidung liegt in den Sicherheitsbestimmungen im militärischen Sperrgebiet; für kontrolliertes, gezieltes Abbrennen fehlt der gesetzliche Rahmen.

Zur Sicherung des Erhalts eines günstigen Erhaltungszustandes der Österreichischen Heideschnecke bzw. zu dessen Wiederherstellung könnte eine Wiederbesiedlung ziviler, bereits extensiv beweideter Trockenrasen-Flächen ins Auge gefasst werden. Versuche mit der Nominatrasse *Helicopsis striata striata* in Podersdorf sind bereits geglückt (REISCHÜTZ, 1979). Im Moment kommt für eine Wiederansiedlung nur das Schutzgebiet Kalkschottersteppe Oberegendorf in Frage.

69.1.8 Verantwortung

Da das Verbreitungsgebiet dieser prioritären Unterart ausschließlich auf österreichischem Bundesgebiet liegt, im Speziellen im Bundesland Niederösterreich, hat Österreich auch die volle Verantwortung für den Erhalt dieser Art.

69.1.9 Kartierung

Methoden zur Erhebung der Art sind das händische Absuchen der Bodenoberfläche, jedoch bei im Rückgang befindlichen Populationen konnten solcher Art manchmal nicht einmal Leerschalen gefunden werden. Nachweise gelangen in diesen Fällen meist durch Zufall (z.B. als Beifänge in Barberfallen). Als relativ effizient erwiesen sich Streifnetzfänge im Spätsommer und Herbst. Auch das altbekannte Klopfsieb könnte hier von Vorteil sein. Ebenfalls sollte die Tageszeit am frühen Morgen oder nach Regenfällen beachtet werden.

Da das Verbreitungsgebiet am Steinfeld und seinem Rand das einzige von *Helicopsis striata austriaca* ist, sollten die bekannten Standorte des aktuellen Vorkommens der Art ständig unter Beobachtung stehen, um die Bestandsentwicklung zu verfolgen sowie eventuelle Verschlechterungen des Habitats möglichst schnell zu erfassen.

Regelmäßiger Nachweis: Monitoring in Abständen von 1 - höchstens 2 Jahren - auf Grund der besonderen Dringlichkeit für die Österreichische Heideschnecke.

69.1.10 Wissenslücken

Besonders über die Biologie und Populationsdynamik der Art ist der Wissensstand sehr gering. Solche Untersuchungen sollten jedoch mit großer Vorsicht in Bezug auf Entnahme von Lebendmaterial sowie Störung intakter Populationen durchgeführt werden.

69.1.11 Literatur und Quellen

Literatur mit speziellem Österreich-Bezug:

- BIERINGER, G. (1997): *Helicopsis striata austriaca* Gittenberger, 1969 (Gastropoda. Pulmonata: Hygromiidae) im südöstlichen Niederösterreich. Nachr.bl. erste Vorarlb. Malak. Ges. 5: 23 - 26.
- BIERINGER, G. (1999): Verbreitung und Habitatansprüche der Österreichischen Heideschnecke (*Helicopsis striata austriaca*). Jahresber. Arbeitsgruppe Steinfeld/ Birdlife Österreich 4: 11 - 14, Leobersdorf.
- BIERINGER, G. (2001): Verbreitung, Lebensraumsansprüche und Gefährdung der Österreichischen Heideschnecke (*Helicopsis striata austriaca* Gittenberger 1969). Stapfia 77.
- FRANK, CH. & P. L. REISCHÜTZ (1994): Rote Liste der gefährdeten Weichtiere Österreichs (Mollusca: Gastropoda und Bivalvia). In: J. Gepp, Rote Liste der gefährdeten Tiere Österreichs, Grüne Reihe des BMfUJF Bd.2: 283 - 316, Wien.
- GITTENBERGER, E. (1969): Eine neue Art der Gattung *Helicopsis* (Gastropoda, Helicidae, Helicellinae) aus Niederösterreich. Basteria 33: 63 - 68.
- KLEMM, W. (1974): Die Verbreitung der rezenten Land-Gehäuse-Schnecken in Österreich. Denkschr. Österr. Akad. Wiss. (math.-naturwiss. Kl.) 117: 375.

KRAUS, E. & KUTZENBERGER, H. (1994): Vorschläge für Artenschutzprogramme von Nationaler und internationaler Bedeutung. Reports UBA-94-093, Umweltbundesamt Wien, 81 pp.

REISCHÜTZ, P.L. (1979): Bericht über einen Umsiedlungsversuch von *Helicopsis striata* (O.F.Müller). Mitt. Zool. Ges. Braunau 3 (8/9): 233 - 235.

REISCHÜTZ, P. L. (2000): Die im Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie aufgelisteten Arten der Weichtiere (Schnecken und Muscheln) und ihre Abdeckung durch Natura 2000-Gebiete in Österreich. Nachr.bl. Erste Vorarlbg. Malak. Ges. 8: 15 – 20, Rankweil.

Wichtige österreichische Datenquellen:

Naturhistorisches Museum Wien; weiteres Material befindet sich im Rijksmuseum van Natuurlijke Historie (Leiden, NL - Holotypus !) und im Senckenberg Museum (Frankfurt / Main)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art (im In- und Ausland):

BIERINGER, G. (Leobersdorf, NÖ), REISCHÜTZ, P. L. (Horn, NÖ), GITTENBERGER, E. (Leiden, NL)

69.2 Indikatoren und Schwellenwerte

69.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Zustand des Habitats	Ursprüngliche Trockenrasen (in der Ausprägung der Mitteleuropäischen Primärsteppe) mit lückiger Struktur und niederem Pflanzenwuchs aus Kryptogamen und Teppichsträuchern	Naturnahe Trockenrasen mit hochwüchsigen Horstgräsern und vereinzelt Büschen	Forstlich veränderte, ehemalige Trockenrasen
Populationsindikatoren ⁵⁴	A	B	C
Regelmäßige Nachweise	Regelmäßiger Nachweis von intakten Populationen mit verschiedenen Altersstufen der Individuen	Regelmäßiger Nachweis mehrerer lebender Individuen	Regelmäßiger Nachweis von Leerschalen ⁵⁵ und nur vereinzelt lebenden Individuen
Kartierungsaufwand ⁵⁶	< 30 Minuten	30 - 60 Minuten	> 60 Minuten

69.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: =70% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

B: <70% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A und < 50% Erhaltungszustand C.

C: >50% der Einzelpopulationen haben Erhaltungszustand C

⁵⁴ Da direkte Zahlen zur Populationsgröße bzw. deren Anzahl nicht vorhanden sind, wird vorgeschlagen, indirekte Faktoren wie Kontinuität und Zeitaufwand beim Sammeln zu Hilfe zu nehmen. Zur Kontinuität des Bestandes an einem bestimmten Standort kann bei einer Art, die erst 1969 entdeckt worden war, nur insofern eine Aussage getroffen werden, dass regelmäßige Nachweise in bestimmter Qualität getätigt werden können.

⁵⁵ Leerschalen zerfallen an der Bodenoberfläche innerhalb von 2 Jahren durch Verwitterung und Fraß

⁵⁶ Zeitlicher Aufwand bis zum Auffinden von lebenden oder toten Individuen der Art in einem potenziellen Habitat

69.3 Bewertungsanleitung

69.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Wenn Zustand des Habitats = C, dann Erhaltungszustand = C.

Ansonsten gilt:

$$3A = A$$

$$3B = B$$

$$3C = C$$

$$2A + 1B = A$$

$$2A + 1C = B$$

$$1A + 2C = B$$

$$2B + 1A \text{ (oder } 1C) = B$$

$$1B + 2C = C$$

69.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

MUSCHELN

Bearbeiter: Dipl. Ing. Thomas Ofenböck (Univ. f. Bodenkultur)

70 1029 MARGARITIFERA MARGARITIFERA (LINNAEUS, 1758)

70.1 Schutzobjektsteckbrief

70.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Flussperlmuschel

Synonyme: Margaritana margaritifera

70.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Phylum: Mollusca, Klasse: Bivalvia, Unterklasse: Eulamellibranchiata, Ordnung: Unionoida, Familie: Margaritiferidae

Über die Flussperlmuscheln im Kalkgebiet Nordirlands gibt es verschiedene Auffassungen. Einige Autoren (PHILIPS 1928 und ELLIS 1947) hielten diese für eine eigene Art, nämlich *Margaritifera durrovensis* andere für eine Unterart von *M. margaritifera* (*M. margaritifera durrovensis*), die dort ihr einziges Vorkommen im Kalkgebiet hätte. Neuere, genetische Untersuchungen lassen eher auf einen Ökophänotyp von *M. margaritifera* schließen (CHESNEY et al. 1993).

Merkmale: Die Flussperlmuschel zählt zur Familie der Margaritiferidae, deren Vertreter am Schloss der Schale zwar Hauptzähne (Kardinalzähne), jedoch keine Lateralzähne (Seitenzähne) aufweist. Die Schale ist durch Eisen-Manganauflagerungen schwarz gefärbt, länglich gestreckt oder nierenförmig mit regelmäßigen, schmalen Zuwachsstreifen. Der Wirbel ist fast immer korrodiert, die korrodierten Stellen sind durch eingelagertes Conchin meist goldfarben. Länge 10-13 (16) cm.

70.1.3 Biologie

Mit ihrem Hinterende im Bachgrund eingegraben und mit dem starken Fuß im Sediment verankert, filtrieren die adulten Muscheln kleinste Nahrungspartikel (Bakterien, Detritus) aus der fließenden Welle. Die Aufnahme erfolgt über die Einströmöffnung und das einströmende Wasser passiert das feine Gitternetz der Kiemen. Hier werden Nahrungspartikel ausgefiltert und gleichzeitig wird dem Wasser Sauerstoff für die Atmung entzogen. Über feine Flimmerhärchen wird die Nahrung in den Magen transportiert und verdaut. Die unverdaulichen Reste werden über die Ausströmöffnung wieder ausgeschieden. Mit Hilfe des Kriechfußes können geringe Ortsveränderungen durchgeführt werden, für die Ausbreitung der Art spielen diese aber keine wesentliche Rolle. Die Ausbreitung erfolgt im parasitischen Stadium über den Wirtsfisch.

Lebenszyklus: Die Fortpflanzung der Flussperlmuschel verläuft wie bei allen Vertretern der Überfamilie der Unionacea über einen komplizierten Entwicklungszyklus: Mit einem Alter von etwa 15-20 Jahren wird die Flussperlmuschel geschlechtsreif. Während der Fortpflanzungszeit (Juni/Juli) werden die Kiemen der weiblichen Muscheln zu Bruträumen, den so genannten Marsupien, umgebildet. Hier werden die Eier durch mit dem Atemwasser aufgenommene Spermien befruchtet. Bei kleinen Populationen oder geringen Bestandesdichten können aber die Weibchen auch männliche Gonaden ausbilden und eine Selbstbefruchtung durchführen (BAUER 1987a).

Ein Muttertier kann in einer Fortpflanzungsperiode bis zu 10 Millionen Glochidien (Larven) produzieren. Bei einem Durchschnitt von etwa 4,2 Millionen Glochidien jährlich, ergibt sich bei einer Reproduktionsdauer von 50-60 Jahren ein Ausstoß von insgesamt ca. 200 Millionen Muschellarven (YOUNG & WILLIAMS 1984, BAUER 1989). Eine Korrelation zwischen Fertilität und Alter ist nicht erkennbar. Die Glochidienproduktion der einzelnen Weibchen ist äußerst unterschiedlich, da die Weibchen die Fähigkeit besitzen, die Reproduktionsenergie dem Ernäh-

rungszustand anzupassen. Tatsächlich nehmen nicht alle weiblichen Muscheln an der Fortpflanzung teil - jährlich "pausiert" durchschnittlich etwa ein Drittel der Weibchen. Es lässt sich sogar ein Zusammenhang zwischen dem Ernährungszustand und der Zahl der produzierten Glochidien nachweisen (BAUER 1987a, 1989).

Nach der Embryonalentwicklung (4-6 Wochen) werden die Glochidien vom Muttertier – je nach Temperaturverlauf im Gewässer – zwischen Anfang August und Anfang September ausgestoßen, um an einen geeigneten Wirtsfisch zu gelangen. Die Glochidien der Flussperlmuschel sind obligate Kiemenparasiten und zeichnen sich durch eine sehr hohe Wirtsspezifität aus. Diese ist im Donaeinzugsgebiet de facto auf die Bachforelle *Salmo trutta* f. *fario* (L.) beschränkt, während im atlantischen Einzugsgebiet auch der Lachs *Salmo salar* (L.) als Wirtsfisch geeignet ist (UTERMARK 1973, BAUER 1987b). BAUER (1979, 1987b) nennt auch den Bachsaibling *Salmo fontinalis* MITCHELL und den Huchen *Hucho hucho* (L.) als potenzielle Wirtsfische, weist aber ausdrücklich auf deren schlechte Eignung hin. An anderen Fischarten wurde dagegen eine Abstoßung der Cyste beobachtet (unter anderem an der Regenbogenforelle *Oncorhynchus mykiss* (WALBAUM)).

Bei Fischen, die bereits früher von Muschellarven infiziert waren, kann häufig schon eine Woche nach der Reinfektion eine Immunreaktion festgestellt werden. Diese führt zur Abstoßung zumindest eines Teils der encystierten Glochidien und erklärt die positive Korrelation zwischen der Mortalität der Glochidien und dem Alter des Wirtsfisches, weshalb in Mitteleuropa Bachforellen der Altersklassen 0+ und 1+ (Brütlinge und einsömmrige Tiere) als Hauptwirte anzusehen sind.

Die in Form von Klumpen ausgestoßenen, nur etwa 0,04 bis 0,07 mm großen Glochidien müssen entweder zufällig von einem Wirtsfisch eingeatmet werden oder Glochidienballen werden aktiv von einem Fisch gefressen, wobei immer einige Larven in den Kiemenapparat gelangen. Taktile Reize über mehrere Büschel von Sinneshaaren veranlassen die Glochidien ihre Schalen zu schließen und dabei Kiemenepithel einzuklemmen. Der Schalenschluss bleibt dauerhaft und wird durch chemische Reize des Blutserums bewirkt. Im Zuge einer unspezifischen Wundverschlussreaktion wird das angeheftete Glochidium innerhalb weniger Stunden vom Epithel überwuchert und auf diese Weise encystiert. In der Cyste entwickelt sich das Glochidium zur Jungmuschel, wenn es nicht zu Gewebs- oder Immunreaktionen kommt, wodurch die Zyste - meist nach ungefähr 7 Tagen - abgestoßen wird (JUNGBLUTH & UTERMARK 1981).

Die Entwicklung zu fertigen Jungmuscheln dauert in Mitteleuropa in der Regel etwa neun bis zehn Monate. Nach unterschiedlichen, temperaturabhängigen Entwicklungszeiten, werden die nun etwa 0,4 - 0,7 mm großen Muscheln durch aktive Cytolyse und Schalenbewegung frei und fallen auf den Bachgrund. Sie gelangen nun aktiv oder passiv in das Lückensystem der Bachsedimente. Dort verbringen sie ihre ersten Lebensjahre in Tiefen bis zu 50 cm, wo sie auf eine ausreichende Durchströmung und Sauerstoffversorgung der Sedimentzwischenräume bei gleichzeitig ausreichender Nahrungsversorgung angewiesen sind.

Der geringe Nährstoffgehalt und die niedrigen Temperaturen der Wohngewässer bedingen eine extrem niedrige Stoffwechselrate und damit ein sehr langsames Wachstum. Nicht zuletzt deswegen hat die Perlmuschel eine der höchsten Lebenserwartungen im Tierreich. Je langsamer die Muscheln wachsen und je weniger Sauerstoff sie verbrauchen, desto älter können sie werden. Demzufolge erreicht die Perlmuschel in ihrem nördlichen Verbreitungsgebiet oftmals auch ein Alter von über 100 Jahren, während die ältesten Individuen in den spanischen Populationen maximal 30-40 Jahre alt werden (BAUER 1992).

Perlenbildung: Die Flussperlmuschel besitzt die Fähigkeit, Perlen bilden zu können. Perlen werden wie die Schalen von der äußeren Zellschicht des Mantels, dem sogenannten Mantelepithel, gebildet. Auslöser der Bildung von Schalenperlen sind Fremdkörper, die zwischen Mantel und Schale gelangen und von Schalenmaterial überwachsen werden. Freie Perlen entste-

hen, wenn bei einer Verletzung Mantelepithel in das Bindegewebe verlagert wird und den eingedrungenen Fremdkörper von außen überwächst.

Die Nutzung der Perlen war früher streng geregelt und insbesondere auch für Österreich ist die Flussperlmuschel auch von kulturhistorischer Bedeutung (z.B.: Österreichische Kaiserkrone). Aufgrund der Fähigkeit echte Schmuckperlen bilden zu können, ist das Schrifttum über die Perlmuschel und die Kulturgeschichte der Perlmuschel sehr umfangreich und reicht weit in die Geschichte zurück. Dies ermöglicht es, historische Verbreitung und Bestandesdichten relativ gut zu rekonstruieren.

70.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die Flussperlmuschel besiedelt die Ober- und Mittelläufe kalkarmer, sauerstoffreicher, nährstoffarmer, kühler Bäche und Flüsse der Mittelgebirge und Niederungen. Die Verbreitung ist auf Gewässer beschränkt, welche Urgebirgen oder anderen silikatischen, äußerst kalkarmen Gebirgen entspringen (Kristallin, Buntsandstein, Schiefer oder Basalt). Die Perlmuschelhabitate sind daher weiche, an Erdalkali-Ionen arme Gewässer mit zumeist relativ hohem Gehalt an schwer abbaubaren Huminsäuren. Die Primärproduktion in solchen Gewässern läuft hier wegen der geringen Konzentrationen von Magnesium und Kalzium auf deutlich niedrigerem Niveau ab, als in vergleichbaren kalkhaltigen Gewässern. Auch sauerstoffzehrende Prozesse spielen eine wesentlich geringere Rolle, als in gut mit Pflanzennährstoffen versorgten Gewässern und der Sauerstoffgehalt liegt in unbeeinflussten Bächen immer nahe der Sättigung. Auch der Lückenraum der Bachsedimente ist mit Ausnahme von Randbereichen gut von sauerstoffhaltigem Wasser durchströmt.

Diese Lebensräume betreffen folgende Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie: Typ 91E0 (Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* [Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae]) und Typ 3260 (Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculus fluitantis* und des *Callitriche-Batrachion*).

M. margaritifera besiedelt bevorzugt Habitate mit stabilen Verhältnissen, insbesondere kiesige und sandige Substrate zwischen größeren Steinen und Blöcken, die einen guten Schutz vor zu starken Sedimentbewegungen bieten (ZIUGANOV 1994, OFENBÖCK 1998). Obwohl die Muschel in der Lage ist, mit Hilfe ihres Fußes kurze Wanderbewegungen durchzuführen, bleiben die meisten Tiere sehr ortstreu (STRECKER 1989) und können bei optimalen Verhältnissen jahre- oder sogar jahrzehntelang am selben Platz bleiben.

An diese Verhältnisse angepasst, ist die Flussperlmuschel auf stabile, oligotrophe Gewässer angewiesen. Besonderen Stellenwert hat dabei die Umlandbeschaffenheit - vor allem der unmittelbar angrenzenden Flächen. Deren Produktion (Laubfall, Einschwemmung von organischen Partikeln und Nährstoffen) stellt in den Oberläufen und Mittelläufen von Fließgewässern die wichtigste Nährstoffquelle für die Gewässerorganismen dar und sind für Qualität und Quantität der verfügbaren Nahrungspartikel ausschlaggebend. Natürliche oder extensiv genutzte (vernässte) Wiesenflächen in den Talböden und naturnahe Laub- oder Laubmischwaldbestände liefern dabei für die Perlmuschel eine besonders geeignete Nahrungsbasis (HRUSKA 1995). Eine intensive Verzahnung des Gewässers mit dem Umland schafft reichhaltige Strukturen und damit stabile, geschützte Habitate in Ufernähe, welche von der Perlmuschel bevorzugt besiedelt werden. Typisch für Bäche mit guten Perlmuschelbeständen ist ein ausgeglichenes Abflussregime, welches nur bei einem entsprechenden Wasserhaltevermögen des Einzugsgebiets gewährleistet ist. Besonders durch Drainagierungen der häufig moorigen oder anmoorigen Flächen im Einzugsgebiet wird die Wasserführung empfindlich gestört.

Erosionsarme Flächen sind auch hinsichtlich des Sedimenthaushalts von großer Bedeutung, da die Perlmuschel an stabile Verhältnisse angepasst ist und vor allem juvenile Muscheln bei erhöhtem Sedimenttransport leicht von wandernden Sandbänken verschüttet werden können und absterben (BUDDENSIEK 1995).

Neben einer, für diese Gewässer ganz typischen Benthosfauna, zeichnen sich intakte Perlmuschelbäche vor allem auch durch einen guten Bachforellenbestand mit natürlicher Populationsstruktur aus, da diese Fischart im Lebenszyklus der Perlmuschel eine entscheidende Rolle spielt.

70.1.5 Populationsökologie

Populationsstruktur: Die Flussperlmuschel kann unter idealen Bedingungen extrem hohe Populationsdichten erreichen. Noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde in geeigneten Gewässern Mitteleuropas von Bestandesdichten über 1.000 Individuen/Laufmeter berichtet (ISRAEL 1913). Ähnlich hohe Dichten erreicht die Art heute nur mehr in ihrem nördlichsten Verbreitungsgebiet (z.B. Halbinsel Kola, Russland), die Bestände in Mittel-, West- und großteils auch Nordeuropa sind bereits stark ausgedünnt. Geringe Populationsdichten sind bei *M. margaritifera* kein so großes Problem, theoretisch kann eine neue Population auch bei sehr geringer Bestandesdichte wieder aufgebaut werden, da es bei geringen Populationsdichten zu Zwitterbildung bei den Weibchen kommen kann und die Befruchtung der Eier dadurch gewährleistet bleibt. Ob es eine kritische minimale Bestandesdichte gibt ist unbekannt. Die Bestandesentwicklung kann bei dieser Art nur in Jahrzehnten evaluiert werden.

Altersaufbau: Alle mitteleuropäischen Populationen weisen heute eine mehr oder weniger hohe Überalterung auf, in vielen Gewässern fehlt seit Jahrzehnten der Nachwuchs. Bei den populationsbestimmenden Faktoren spielen Konkurrenten oder Fressfeinde keine oder nur eine sehr untergeordnete Rolle. Einzig von der aus Nordamerika eingeschleppten Bisamratte gibt es vereinzelt Belege, dass diese auch Flussperlmuscheln erbeutet, wobei hier vor allem die dünnchaligen Jungmuscheln gefressen werden dürften. Die Populationsdichte wird in erster Linie durch die Umweltbedingungen bestimmt (Wasserqualität, Nahrungsqualität, und Habitatqualität, → siehe Gefährdung).

Populationsdynamik: Die Anpassungsstrategie der Perlmuschel kann dem herkömmlichen Schema nur schwer zugeordnet werden. Die hohe Lebenserwartung und ihre Anpassung an sehr stabile Lebensräume entspricht einer k-Strategie, die hohe Vermehrungsrate (Anzahl an produzierten Larven) und die unter günstigen Bedingungen extrem hohen Dichten wären hingegen typisch für r-Strategen (BAUER 1991). Ein Ausbreitungspotenzial ist bei geänderten Habitatbedingungen durchaus gegeben, dieses bedingt aber in den allermeisten Fällen gravierende Veränderungen im Einzugsgebiet. Wanderungen spielen bei der nur sehr eingeschränkten Mobilität keine bedeutende Rolle, eine Verbreitung erfolgt jedoch im parasitischen Stadium über den Wirtsfisch. Der bestimmende Faktor ist hier die Durchgängigkeit der Wohngewässer und die Dichte geeigneter Wirtsfische.

70.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Flussperlmuschel ist holarktisch verbreitet, ihr Vorkommensareal reicht vom Osten Nordamerikas über Europa und Nordasien bis Japan. Im hohen Norden und im östlichen Verbreitungsgebiet werden sogar Ströme (z.B.: die Wolga) besiedelt (HESSLING, 1859).

Europa: In Europa erstreckt sich die Verbreitung von Portugal und Nordspanien über die West-Pyrenäen, Massif Central, Bretagne, Normandie, Ardennen, die Britischen Inseln und Mitteleuropa, nach Nord - Europa, wo mit Skandinavien und dem Norden Russlands der europäische Verbreitungsschwerpunkt liegt. Die Vorkommen in den Vogesen (Ostfrankreich) sind bereits erloschen.

Laut IUCN Red Data Book ist die Flussperlmuschel aus folgenden Ländern bekannt: Österreich, Belgien, Tschechische Republik, Dänemark, Finnland, Frankreich, Bundesrepublik Deutschland, Irland, Luxemburg, Norwegen, Polen, Portugal, Russland, Spanien, Schweden, Großbritannien.

Innerhalb der EU 15 kommt die Art in 11 Mitgliedstaaten (AT, BE, DE, DK, ES, FI, FR, IE, LU, SE, UK) und 3 biogeographischen Regionen (alpin, atlantisch, kontinental, boreal) vor.

Österreich: Aktuelle Verbreitung: Der Gesamtbestand in Österreich umfasst schätzungsweise ca. 70.000 – 80.000 Individuen, welcher sich zu jeweils etwa 50 % auf Oberösterreich (6.500 im Sauwald, Innviertel, der Rest im Mühlviertel) und Niederösterreich aufteilt (GUMPINGER et al. 2002, MOOG et al. 1993). Die größten rezenten Vorkommen findet man heute noch im Kampeinzugsgebiet (Zwettl, Kleiner Kamp, großer Kamp, Kamp, Purzelkamp) in Niederösterreich und im Aisteinzugsgebiet (insbes. Waldaist in Oberösterreich).

Potenzielle Verbreitung: In Österreich ist das potenzielle Verbreitungsgebiet durch die geologischen Gegebenheiten bereits auf bestimmte Regionen begrenzt, nämlich einerseits den österreichischen Anteil an der Böhmisches Masse, mit dem Mühl- und Waldviertel nördlich der Donau und deren Ausläufern südlich der Donau und andererseits dem Kristallin der Zentralalpen. Das letztgenannte Gebiet war allerdings nie besiedelt, da es erst am Ende der alpidischen Orogenese durch das Abrutschen der alpinen Decken freigelegt wurde und inmitten von Kalkgesteinen mit keinem anderen Verbreitungsgebiet in Verbindung stand. Das potenzielle Verbreitungsgebiet beschränkt sich daher auf die geologisch entsprechenden Teile des Wald- und Mühlviertels, den Dunkelsteinerwald, das Amstettner Hügelland zwischen Ybbs und Ardagger in Niederösterreich, und den Sauwald in Oberösterreich. Aus dem Dunkelsteiner Wald und dem Amstettner Hügelland sind allerdings weder rezente noch historischen Nachweise belegt.

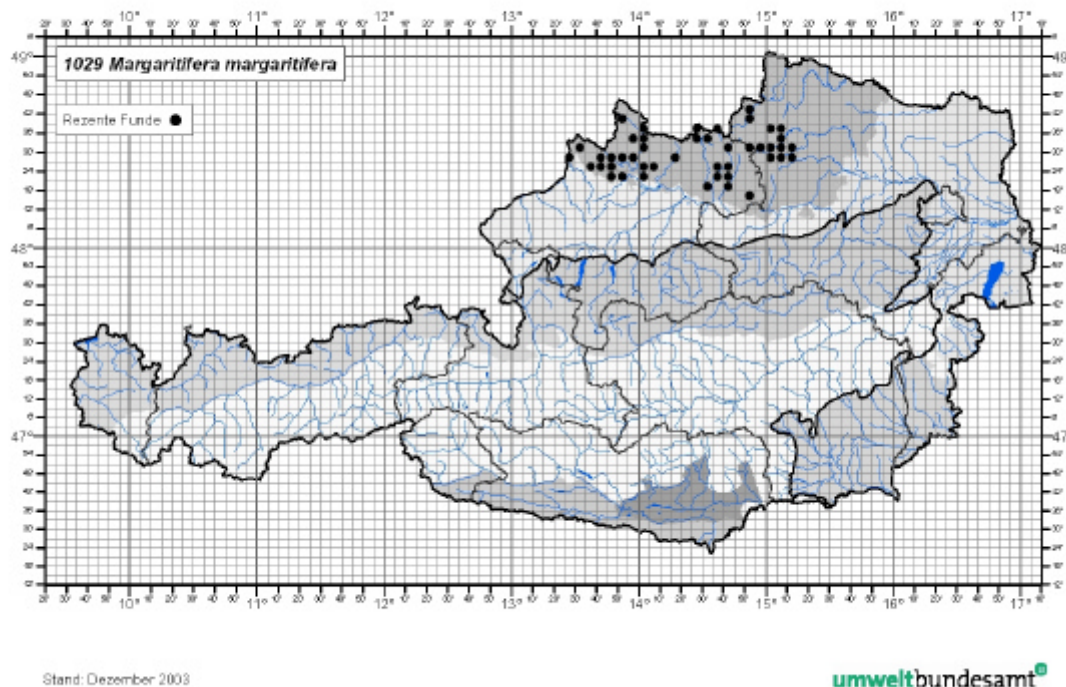
Historische Verbreitung: Es ist anzunehmen, dass ursprünglich fast alle geeigneten Gewässer im Verbreitungsgebiet besiedelt waren. Mit wenigen Ausnahmen (PILLWEIN 1831, VON HESSLING 1859) existieren genauere Aufzeichnungen erst aus dem 20. Jahrhundert. Für Oberösterreich ist die historische Verbreitung in den 1920er Jahren vor allem durch RIEDL (1928) relativ gut dokumentiert (siehe Anhang 1), in der neueren Literatur gibt es für dieses Gebiet eine gute Dokumentation (GROHS 1949, MODELL 1965, SEIDL 1973, MOOG et al. 1993, OFENBÖCK 1997, 1998, 1999, GUMPINGER 2000, OFENBÖCK et al. 2001). Für das niederösterreichische Waldviertel existieren dagegen in der älteren Literatur mit Ausnahme einer genauen Fundortangabe (Zwettl bei Groß-Gerungs) durch TETENS (1932) nur einige allgemeine Angaben (MODELL 1941, 1965, EHRMANN 1956). Erst aus jüngerer Zeit gibt es genauere Angaben über rezente Vorkommen (FRANK 1983, KRAUS 1984) und es folgten detaillierte Untersuchungen unter anderem von SACKL (1989), GEORGIU (1992), MOOG et al (1993) und STUNDNER (2003).

Die von RIEDL 1928 gemeldeten Fundorte der Flussperlmuschel:

Aschach (bei St. Agatha), Au-Bach, Bram-Bach, Buchet-Bach bei der Buchetmühle, Diers-Bach, Daglesbach (Ober- und Unterlauf), Dobl-Bach (Mittel- und Unterlauf), Edthammer-Bach, Feldaist (bei Windhaag und Passberg, bei Freistadt, bei Lasberg, bei Kefermarkt, nördlich Selker, nördlich und südlich von Pregarten, bei Hagenberg), Finsterbach, Fixel-Bach, Flanitz, Glatzbäcken-Bach, Große Mühl (bei Klaffer, bei Ulrichsberg, bei Aigen-Schlägl, bei der Mündung des Finsterbaches, bei Haslach, bei PürNSTEIN, bei Neufelden), Große Naarn bei Pierbach, Grub-Bach, Große Rodl (bei Amessschlag, bei Rottenegg), Haar-Bach, Hagen-Bach, Haibach, Höllen-Bach (Nebenfluß der großen Naarn), Höllen-Bach (Innviertel), Kessel-Bach, Kettenbach, Kleine Gusen, Kleine Mühl (bei Peilstein, bei Haselbach), Kleine Naarn bei Pierbach, Kolbinger-Bach, Kleine Rodl bei St. Gotthard, Kößl-Bach, Leiten-Bach bei Kößldorf, Ludhammer-Bach, Lug-Bach, Maierhofer-Bach, Mösen-Bach, Oster-Bach im Oberlauf, Perl-Bach bei St. Ägidi, Pesenbach bei Geisberg, Pfuda-Bach, Pollhammer-Bach bei Finklham, Prambacher-Bach bei Weizenkirchen, Puchl-Bach, Radinger-Bach, Gemeinde Diersbach, Ranzenberger-Bach, Riedl-Bach (Mühlgraben), Sau-Bach, Schmidgraben-Bach südlich von Prambach, Schwarz-Bach bei Stiftung und Leonfelden, Schwarzberg-Bach, Steinbach bei Leonfelden, Schwarzberg-Bach, Steinbach, Tiefenbach, Waldaist oberhalb Pregarten

Aktuelle Vorkommen, geschätzte Populationsgrößen und Reproduktionsfähigkeit (Jungmuschelfunde) der österreichischen Perlmuschelbestände

Gewässer	Populationsgröße	Jungmuschelfunde	Gewässer	Populationsgröße	Jungmuschelfunde
OBERÖSTERREICH			Innviertel		
Mühlviertel			Aubach	200	
Aist	>100		Gr. Kesselbach	200-500	
Distelbach	>200		Kl. Kesselbach	650	X
Feldaist	> 1000		Edbach	50	
			Pfudabach	500	
Finsterbach	50?		Sandbach	250	
Gr. Mühl	5000		Natternbach	8	
Gr. Rodl	< 50		NIEDERÖSTERREICH		
Gießenbach	?		Waldviertel		
Harbe Aist	<300		Fichtenbach	erloschen	
Kl. Mühl	1000		Gr.Kamp	23000	X
Kl. Naarn	1000	X	Kamp	3200	X
Kl. Rodl	1000		Kl. Kamp	2000	X
Maltsch	1000		Komaubach	<10	
Natternbach	<100		Lohnbach	<10	
Pesenbach	<3000 (?)	X	Purzelkamp	4500	X
Schwarzaubach	1 (?)		Zwettl	2600	X
Waldaist	20000	X	Lainsitz	1000	X
Gießenbach	< 100 (?)				



70.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung

Global: EN A1ce+2c nach IUCN-Red Data Book

Österreich: Vom Aussterben bedroht (FRANK & REISCHÜTZ 1994)

Schutzstatus:

EU: Anhang II und Anhang V der FFH-Richtlinie

Oö. Fischereigesetz (LGBl. 60/1983): Im Oö. Fischereigesetz sind Nutzung und Umgang (Hege, Fang, Aneignung) mit Fischen, Krustentieren und Muscheln geregelt. In der geltenden Oö. Fischereiverordnung (LGBl. 97/1983) ist die Flussperlmuschel als **ganzjährig geschont** aufgelistet. Weitergehende Bestimmungen zum Lebensraumschutz sind im Oö. Fischereigesetz nicht enthalten.

NÖ Fischereigesetz (NÖ Fischereigesetz 1988, LGBl. 6550-1): Laut **NÖ Fischereiverordnung** (NÖ Fischereiverordnung 1988, LGBl. 6550/1-3) sind alle „Flussmuscheln“ (Flussperlmuschel, Malermuschel, andere Muscheln) **ganzjährig geschont**. Ausnahmen können für wissenschaftliche Zwecke und für die künstliche Fischzucht und damit auch für die Perlmuschelzucht zugelassen werden.

Oö. Natur- und Landschaftsschutzgesetz 1995 (LGBl. 37/1995): Im Oberösterreichischen Natur- und Landschaftsschutzgesetz ist die Flussperlmuschel nicht eigens als geschützte Tierart aufgelistet. Wie für alle anderen nicht jagdbaren Tiere gelten die allgemeinen Artenschutzbestimmungen. Aufgrund der Vorgaben der FFH-Richtlinie wird das Gesetz demnächst angepasst bzw. erweitert: Die Europaschutzgebiete (Natura 2000) werden damit auf landesrechtlicher Ebene verankert. Maßgeblich für den Lebensraumschutz der Muschel sind die Bestimmungen über die geschützten Bereiche entlang von Fließgewässern. Sämtliche potenziellen Perlmuschel-

schelgewässer inklusive eines 100 Meter breiten Begleitstreifens (50 Meter links und 50 Meter rechts) sind damit einer verstärkten Kontrolle der Naturschutzbehörde unterworfen.

NÖ Naturschutzgesetz (NÖ NSchG 2000, LGBl. 5500-0): Das aktuelle NÖ Naturschutzgesetz (NÖ NSchG 2000) fordert für alle nicht jagdbaren, freilebenden Tiere, die in ihrem Bestand bedroht sind, eine eigene Regelung (Verordnung) zur Festlegung des Schutzstatus. Zur Zeit ist aber noch die **Verordnung über den Schutz wildwachsender Pflanzen und freilebender Tiere** (LGBl. 5500/2-2) auf Basis des alten NÖ Naturschutzgesetzes in Kraft, so dass für die Flussperlmuschel noch kein ausdrücklicher Schutz festgelegt ist.

NÖ Tierschutzgesetz (NÖ Tierschutzgesetz 1985, LGBl. 4610-1): Die Flussperlmuschel wird in der **Verordnung über Wildtierarten, deren Haltung beschränkt ist** (LGBl. 4610/3-0) als einziger Vertreter der Binnenmollusken als Wildtierart mit besonderen Ansprüchen an Haltung und Pflege angeführt. Die Haltung solcher Wildtiere ist aus Gründen des Tierschutzes verboten. Ausgenommen vom Verbot sind neben Universitäten und Tiergärten auch Personen, die von der Bezirksverwaltungsbehörde eine entsprechende Genehmigung erhalten.

Entwicklungstendenzen: Über den stetigen Bestandesrückgang, der bereits seit dem 16. Jahrhundert beklagt wurde, schreibt VON HESSLING bereits 1859: "Fast gänzlich erschöpft sind gegenwärtig auch dieses Reichthums Quellen, ausgefischt zum grossen Teile die Bäche und Flüsse, durchwühlt der Thiere Eingeweide, sodaß auch diese einst so gepriesene Kostbarkeit bald in das Reich der Sage gehören wird."

Nach verschiedenen Schätzungen existieren heute von den ehemals in Mitteleuropa lebenden Muscheln nur noch 2-3% (BAER 1970, 1981 BAER & GÖRNER 1978, BAUER 1979, 1980, DETTMER 1982, JUNGBLUTH 1971, 1988, JUNGBLUTH et al. 1985). Diese Schätzungen beruhen vorwiegend auf Daten aus den 1970er und 1980er Jahren. Seither hat sich die Situation noch zusätzlich verschärft. Die historische Verbreitung der Flussperlmuschel ist in Österreich im Vergleich zu Deutschland nur wenig dokumentiert. Eine Ausnahme bildet die Liste oberösterreichischer Perlmuschelfundorte von RIEDL (1928), die eine Abschätzung des Bestandesrückganges ermöglicht. Man kann aber davon ausgehen, dass sich der Rückgang dieser Art in Österreich ebenso dramatisch vollzogen hat wie in anderen Teilen Mitteleuropas. So konnten beispielsweise im Mühlviertel an 26 von RIEDL als perlmuschelführend angegebenen Gewässerabschnitten nur noch in 6 Abschnitten (23%) lebende Individuen angetroffen werden (MOOG et al. 1993). Aus vielen Gewässern ist die Art also bereits verschwunden oder die Bestandesdichten sind so stark zurückgegangen, dass sie knapp vor dem Erlöschen steht. Besonders auffällig ist der Rückgang aus den Oberläufen, in denen die Art noch vor 60 Jahren sehr häufig anzutreffen war (RIEDL 1928). In der Perlmuschelzuchtanlage in Dobl bei Schärding lebten noch in den 1930er Jahren auf einer Fläche von etwa 80 m² 50.000 Muscheln (GROHS, 1953). Diese Muscheln stammten aus Bächen in der Nähe der Zuchtanlage. Das entspricht etwa zwei Dritteln des rezenten gesamt-österreichischen Bestandes. **Alle** rezenten Flussperlmuschelpopulationen sind mehr oder weniger deutlich überaltert. Ohne rasche Erholung der Bestände dürfte die Flussperlmuschel in Österreich in den nächsten Jahrzehnten wahrscheinlich vollständig verschwinden.

Gefährdungsursachen

Gewässereutrophierung: Neben der direkten Einleitung von Abwässern spielt die diffuse Einschwemmung von Nährstoffen in die Gewässer eine wesentliche Rolle. Sie findet vor allem in jenen Gegenden statt, in denen die ursprünglich ausgedehnten Aubereiche infolge der Landkultivierung auf ein Minimum, meist einen einreihigen Gehölzstreifen, reduziert wurden oder völlig fehlen. Daneben erhöhen auch punktuelle Überwasser- und Entleerungsleitungen von Fischteichen sowie die Einleitung von Drainagewässern den Nährstoffgehalt, wie in verschiedenen Untersuchungen immer wieder festgestellt wird (SILKENAT et al. 1991, ALTMÜLLER et al. 1998).

Der Eintrag von Nährstoffen und feinpartikulärem Material führt zu vermehrten Abbauprozessen im Bodenschlamm und in weiterer Folge zur Sauerstoffzehrung im Lückenraumsystem der Gewässersohle (BAUER et al. 1980, BAUER & EICKE 1986). Jungmuscheln, die ihre ersten Lebensjahre in diesem Interstitial verbringen, ersticken infolge der Kombination von Sauerstoffverbrauch und Verstopfung der Lückenräume (BUDDENSIEK & RATZBOR 1995).

Gewässerversauerung: Ein weiteres Problem stellt die Versauerung der Gewässer dar. Das Verbreitungsgebiet der Muschel liegt in Österreich im Kristallin der Böhmisches Masse, deren Gewässer über ein äußerst geringes Säurepuffervermögen verfügen. Bei Regenereignissen werden zusätzlich anthropogen bedingte, säurebildende Schadstoffe aus der Luft und aus dem Boden in die Gewässer eingebracht.

In Nadelwäldern führen chemische Reaktionen infolge Ernte und Abtransport der Pflanzen, die dem Boden Nährstoffkationen entziehen, zur Bodenversauerung. Bei äußerst starker Versauerung von Böden durch Austauschvorgänge zu erhöhter Aluminiumkonzentration. In der Folge treten Schädigungen an Fischen auf (NÄTSCHER 1995).

Die Pflanzengesellschaften in den sauren Wiesen und Fichtenmonokulturen sind nur begrenzt in der Lage Calcium zu speichern (HRUŠKA 1998). Die Muschel ist aber zum Aufbau und Größenwachstum der Schale auf diesen Kalk angewiesen, der nun als Bestandteil der Nahrung fehlt. Dies ist insbesondere für die Jungmuschel ein Problem, die es in den ersten Lebensmonaten schaffen muss, eine ausreichend dicke Schale zu entwickeln.

Eintrag von Sand und Feinsediment: Eine verheerende Wirkung auf den Lebensraum der Jungmuscheln hat der erhöhte Eintrag von Sand und Feinsediment aus dem Gewässerumland. Je nach Korngröße und Anteil organischer Stoffe verklebt dieses Feinsediment das Interstitial (Sedimentlückenraum) oder es führt zur Sauerstoffzehrung infolge biologischer Abbauaktivität (BUDDENSIEK & RATZBOR 1995).

Muscheln können sich in Bereichen mit erhöhter Sandmobilität nur kurzfristig halten, Muscheln in geschützten Bereichen zeigen dagegen nur sehr geringe Standortänderungen. Dies führt zu einer deutlichen Verkleinerung der für Perlmuscheln potenziell besiedelbaren Fläche. Daneben wirkt sich die Sanddrift vor allem verheerend auf die im Sediment lebenden juvenilen Flussperlmuscheln aus (BUDDENSIEK 1995).

Feinsedimenteintrag erfolgt vor allem infolge der Erosion aus Äckern, die unmittelbar an den Gewässerrand angrenzen und über Drainageleitungen. Eine weitere Gefährdung kommt höchstwahrscheinlich durch die Einschwemmung von Staub aus Gewerbe- und Straßenflächen hinzu. Dieser Staub kann eine Reihe von Substanzen und Partikeln mit toxischer Wirkung enthalten, welche die Muschel als Nahrungsfiltrierer unmittelbar treffen.

Gewässerverbauung: Laufbegradigung mittels Uferbefestigung führt zur Vereinheitlichung der Gewässermorphologie. Die Breiten-Tiefen-Varianz wird extrem reduziert und die heterogenen Habitatbedingungen werden zerstört. Die gleichmäßige Strömung bewirkt eine Homogenisierung der Substratzusammensetzung an der Gewässersohle und führt zum Verlust von geeigneten Habitaten.

Die häufig auf einreihigen Baumbewuchs reduzierte Ufervegetation kann eine ausreichende Beschattung des Gewässers kaum gewährleisten. Dadurch erhöhen sich die sommerlichen Wassertemperaturen und infolge der mangelnden Beschattung tritt vermehrtes Algenwachstum auf (BAUER 1998). Sowohl Temperaturerhöhung wie auch starkes Algenwachstum wirken sich auf Jungmuscheln letal aus (HOCHWALD 1990).

Stauhaltungen, Unterbrechung des Fließkontinuums: Stauhaltungen in Fließgewässern zerstören den Lebensraum von Muscheln durch Sedimentation und Ablagerung organischer Substanzen im Oberwasser (VAUGHN & TAYLOR, 1999). Daneben verschlechtern sie infolge auftretender Sauerstoffzehrung die Wassergüte im Staauraum und wirken als Geschiebefallen. Wird dieses Geschiebe bei Staauraumpülungen mobilisiert, so „verstopfen“ die mittransportier-

ten Feinsedimentpartikel das Lückenraumsystem flussabwärts über weite Strecken (RICHARDS & BACON 1994). Aber auch ohne Stauraumspülungen unterliegt der Unterwasserbereich enormen Veränderungen, beispielsweise im Temperaturregime oder Schwebstofftransport (LIGON et al. 1995).

Auch kleine Bauwerke wirken sich indirekt auf die Muschelpopulationen aus. Oft sind diese für juvenile Bachforellen, die Wirtsfische der Glochidien, nicht passierbar und stellen somit die Verbreitungsgrenze für Fisch und Muschel dar (VAUGHN & TAYLOR 1999).

Fichtenmonokulturen: Neben der Tatsache, dass Fichtenmonokulturen zur Versauerung des Bodens und der Gewässer beitragen, können ihre Abfallprodukte von den Muscheln nicht als Nahrung genutzt werden (HRUŠKA, 1998). Die abfallenden Nadeln sind im Vergleich zu den Blattresten der Laubwälder zu hart und werden daher von Gewässerorganismen, welche die organische Substanz zerkleinern (Shredder) weniger genutzt. Sie sind daher auch für die Filtrierer als Nahrungspartikel kaum brauchbar und enthalten zudem sehr wenig Kalzium, welches von der Flussperlmuschel in entsprechender Menge für den Schalenaufbau benötigt wird (HRUŠKA, 1998).

Bisamratten: In der Literatur wird die aus Nordamerika stammende Bisamratte (*Ondatra zibethica* L.) wiederholt als Fressfeind angeführt (BRANDER 1955, HOCHWALD 1990). Diese Feststellung konnte durch Nachweise von STUNDNER (2001) im Kampeinzugsgebiet und an der Großen Mühl bestätigt werden.

„Perlräuberei“: Vor dem 18. Jahrhundert war die Nutzung der Perlen durch Klöster und Herzogtümer streng geregelt. Die Perlen wurden von geschulten Perlfischern schonend entnommen, ohne die Tiere dabei zu schädigen. „Perlräuberei“, also das unerlaubte Entnehmen von Muschelperlen, war früher ein häufiges Vergehen, dem per Gesetz entgegengetreten wurde und auf das teils drakonische Strafen ausgesetzt waren (z.B. LAHNER 1899, RIEDL 1928). Mitte des 18. Jahrhunderts wurde die geregelte Nutzung - vor allem wegen der Verfügbarkeit von billigen Meeresperlen - aufgegeben. In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts kam zu regelrechten Raubzügen, die auf die Bestände teilweise katastrophale Auswirkungen hatten. So wurden beispielsweise in Deutschland die Vorkommen sämtlicher Elbezuflüsse durch „Perlräuber“ praktisch vollständig vernichtet (WELLMANN 1938).

Angesichts der geringen Bestände und der Tatsache, dass durchschnittlich nur etwa jede 3000ste Muschel eine "gute" Perle enthält, sollte Perlräuberei eigentlich der Vergangenheit angehören. Trotzdem wird sie auch in der neueren Literatur aufgrund entsprechender Erfahrungen immer wieder als Gefährdungsursache angegeben (BAUER 1988, FOECKLER 1990, SCHMIDT & WENZ 1998). Vereinzelt gibt es auch in Österreich ähnliche Vorfälle, bei denen Muscheln aus dem Gewässer entnommen und auf Perlen durchsucht wurden. Da dabei die Muscheln meist einfach getötet werden, bzw. die Suche im Regelfall unsachgemäß durchgeführt wird und es zu Verletzungen kommt, kann die Perlräuberei lokal durchaus eine ernsthafte Bedrohung darstellen.

Fischbesatz: Fischökologische Untersuchungen belegen, dass der Besatz der Gewässer mit der aus Nordamerika stammenden Regenbogenforelle *Oncorhynchus mykiss* (WALBAUM) und dem ebenfalls allochthonen Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis* MITCHILL), welche sich nicht als Wirte für die Larven der Flussperlmuschel eignen, zu starker Lebensraum- und Nahrungskonkurrenz mit der heimischen Bachforelle (*Salmo trutta* forma *fario* L.) führen (JUNGBLUTH 1996).

Parasiten: Aus dem Innern der Teich- und Flussmuscheln sind viele Parasiten und Kommensalen nachgewiesen, die ein Entwicklungsstadium oder ihr ganzes Leben in der Muschel verbringen. Die meisten gehören zu den Saugwürmern (Trematoda) oder Fadenwürmern (Nematoda). Die heimischen Großmuscheln scheinen sie ohne sichtbare Beeinträchtigungen zu verkraften.

Arten aus der Wassermilbengattung *Unionicola* treten bei Fluss- und Teichmuscheln als Brutparasiten auf: Sie legen ihre Eier in die Einströmöffnung des Wirtstieres, von wo aus sie in die Kiemenhöhle gelangen. Dort entwickeln sich die jungen Milbenlarven. Die fertigen Larven verlassen ihren Wirt, kehren aber später für die Umwandlung zu einem weiteren Zwischenstadium und zur letzten Ausreifung zurück.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Managementmaßnahmen: Ohne entsprechende Maßnahmen dürfte die Flussperlmuschel in Österreich in den nächsten Jahrzehnten wahrscheinlich aussterben.

Im Hinblick auf die kritische Bestandssituation (Rückgang, Überalterung) sind Maßnahmen an allen Muschelgewässern erforderlich: Nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität (Bau oder Ausbau von Kläranlagen, Nachklärbecken o.ä., Überwachung und Kontrolle potenzieller Gefährdungsquellen, Verminderung von Nährstoff- und Sedimenteinträgen aus Fischteichanlagen und landwirtschaftlichen Flächen und die Anlage von breiten Uferschutzstreifen).

Der Aufbau und Erhalt eines natürlichen, stabilen und möglichst autochthonen Wirtsfischbestandes durch Maßnahmen, welche die natürliche Bachforellenreproduktion fördern, sollte unbedingt gefördert werden. Daneben sollte auf den Besatz mit nichtstandortgemäßen Fischarten verzichtet werden.

Eine Reduzierung der Bisambestände wäre wünschenswert. Es gibt aber bereits vermehrt Belege, dass die Bisamratte durch die Ausbreitung des Fischotters wieder etwas reduziert wurde.

Durch eine Stützung des Bestandes durch künstliche Infektion geeigneter Wirtsfische kann die Überlebenswahrscheinlichkeit der Larven entscheidend erhöht werden und die Erholung bzw. Ausbreitung von Beständen unterstützt werden. Die Nachzucht von Jungmuscheln zur Erhaltung der Bestände sowie zur Wiederbesiedlung geeigneter Habitate bis zum Greifen geeigneter Maßnahmen (natürliches Jungmuschelaufkommen) wird dringend empfohlen.

Zur nachhaltigen Verbesserung der Umweltbedingungen müssen längerfristig Maßnahmen im Einzugsgebiet getroffen werden: Umwandlung von Fichtenmonokulturen in naturnahe Laub(misch)-wälder, extensive Landnutzung angrenzender Flächen (insbes. Förderung extensiv genutzter Wiesenflächen), keine neuen Aufforstungen von Wiesenflächen (besonders mit Fichtenkulturen), drastische Reduktion der Feinsediment- und Sandeinträge in die Gewässer durch Auflassen von Drainagen (bzw. Schaffung von Sedimentrückhaltebecken) und Erhöhung des Retentionsvermögens im Einzugsgebiet (Entschärfung von Hochwasserspitzen, gleichmäßigere Wasserführung im Jahresverlauf). Der Erhaltung, Sanierung und Pflege naturnaher Mühlbäche in denen die Art vorkommt, kommt ebenfalls eine hohe Bedeutung zu, da diese wegen der stabilen Abfluss- und Substratverhältnisse oft die letzten Refugialräume für die Perlmuschel darstellen. Alle Unterhaltungsmaßnahmen in den Mühlbächen sollten nur unter größter Rücksichtnahme auf die Perlmuschelpopulationen durchgeführt werden (kein vollständiges Ablassen, schonende Räumung etc.).

70.1.8 Verantwortung

Der Verbreitungsschwerpunkt der Flussperlmuschel liegt in Norden Europas und Asiens, wo sie nicht in jenem Maße gefährdet ist, wie in Mittel- und Westeuropa. In Mitteleuropa ist die Art jedoch in vielen Gebieten akut vom Aussterben bedroht oder bereits ausgestorben. Insgesamt sind die österreichischen Bestände für Europa aufgrund ihrer Größe und ihrer Lage von außerordentlich großer Bedeutung.

70.1.9 Kartierung

Bei der Kartierung von Muschelbeständen in Fließgewässern ist es sinnvoll, zuerst stichprobenartige Untersuchungen durchzuführen, um die besiedelte Länge grob eingrenzen zu können und erst im Anschluss eine detailliertere Bestandesaufnahme im Bereich der Bestandes-

grenzen durchzuführen. Die Begehung erfolgt dabei immer stromaufwärts, soweit möglich im Gewässer. Unter Zuhilfenahme von Schaugläsern wird das Bachbett nach lebenden Muscheln Schalen abgesucht.

Bekannte Bestände sollten regelmäßig überprüft werden, um die Bestandesentwicklung bzw. den Einfluss von Umweltparametern auf die Populationen verfolgen zu können.

Entscheidend für die Identifikation des Erhaltungszustandes ist bei der Flussperlmuschel neben der Bestandesgröße vor allem die Altersstruktur, die Mortalitätsrate und die Trächtigkeitsrate.

Das Vorhandensein und der Anteil an juvenilen Muscheln gibt Auskunft darüber, ob in der jüngeren Vergangenheit eine erfolgreiche Reproduktion stattgefunden hat.

Eine weitere direkte Methode zur Kontrolle des Erhaltungszustandes ist die Ermittlung der Mortalitätsrate. Dazu müssen Muscheln mit Farbe markiert und nummeriert werden. Durch die individuelle Kennzeichnung ist es möglich die Absterberate direkt zu verfolgen. Bei einer jährlichen Kontrolle der markierten Muscheln kann ermittelt werden, ob die Mortalitätsrate im Bereich der natürlichen Mortalität (etwa 1%) oder darüber liegt.

Die Trächtigkeitsrate der Weibchen gibt Auskunft über den Ernährungszustand der Population, da Weibchen nur so viel Energie in die Eiproduktion investieren, wie an überschüssigen Nährstoffreserven vorhanden sind. Der Anteil trächtiger Weibchen gibt also darüber Auskunft, wie viel überschüssige Energie in einer Population vorhanden ist. Für die Kontrolle der Trächtigkeitsrate müssen die Tiere aus dem Wasser genommen werden, ihre Schalen leicht geöffnet und ihre Kiemen kontrolliert werden.

70.1.10 Wissenslücken

Lebensweise und Ansprüche der Jungmuscheln sind trotz vieler Untersuchungen – insbesondere unter Freilandbedingungen - immer noch unzureichend erforscht, obwohl diese Phase das empfindlichste Stadium im Entwicklungskreislauf der Flussperlmuschel darstellt.

Es gibt viele Hinweise auf eine Reihe von Gründen für den Rückgang. Vollständig geklärt sind diese jedoch im Einzelfall nicht und müssen für jedes Gewässer analysiert werden, da die Ursachen sehr unterschiedlich bzw. sehr komplex gelagert sein können.

Die **Verbreitung** in Österreich ist durch zahlreiche Kartierungen prinzipielle gut dokumentiert. Wünschenswert wäre aber eine Verdichtung der Kartierung unter Berücksichtigung kleiner Zubringerbäche und Mühlgräben.

Angewandter Artenschutz: Es gibt kaum Beispiele für erfolgreiche Schutzprojekte. Nur in einem einzigen Fall ist nach Sanierungsmaßnahmen (im gesamten Einzugsgebiet) eine Erholung des Bestandes dokumentiert (ALTMÜLLER & DETTMER 2000).

70.1.11 Literatur und Quellen

Allgemeine Literatur:

AWAKURA, T. (1968): The ecology of parasitic glochidia of the freshwater mussel. - Sci. rep. of Hokkaido Fish Hatchery 23: 1-21.

ALTMÜLLER, R. & DETTMER, R. (2000): Erste Erfolge beim Arten- und Biotopschutz für die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) in Niedersachsen. - Natur und Landschaft, 75. Jg., Heft 9/10, 384 - 388.

ALTMÜLLER, R., BUDDENSIEK, V. & DETTMER, R. (1998): Überlegungen und Untersuchungen zur Erhaltung der Flussperlmuschel in Niedersachsen - Stand der Schutzbemühungen und Erfolgskontrollen. - Vortrag, Seminar: Erhaltung und Wiederansiedlung der Flussperlmuschel, Schloß Weinberg, Kefermarkt, 29. / 30. 10. 1998, 6 S..

- ALTNÖDER, K. (1926): Beobachtungen über die Biologie von *Margaritana margaritifera*. - Arch. f. Hydrobiol. 17: 423-491.
- BAER, O. (1969): Beiträge zur Ökologie der Flußperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (L.) unter besonderer Berücksichtigung der sächsischen Mittelgebirgsbiotope.
- BAER, O. (1970): Zum Rückgang der sächsischen Flußperlmuscheln. - Arch. Natursch. Landschaftsforsch. 10: 207-209.
- BAER, O. (1981): Zur früheren Verbreitung der Flußperlmuschel in der Westlausitz. - Veröff. Mus. Westlausitz 5: 53-70.
- BAER, O. & M. GOERNER (1978): Letzte Flußperlmuschel-Vorkommen im oberen Saale-Gebiet. - Arch. Natursch. Landschaftsforsch. 18: 177-185.
- BAUER, G. (1979): Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie der Flußperlmuschel im Fichtelgebirge. - Arch. Hydrobiol. 85. 2: 152-165.
- BAUER, G. et al (1980): Zusammenhänge zwischen dem Bestandesrückgang der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) im Fichtelgebirge und der Gewässerbelastung. - Arch. Hydrobiol. 88, 4: 505-513.
- BAUER, G. & C. VOGEL (1987): The parasitic stage of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) I. Host response to Glochidiosis. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 76. 4: 393-402.
- BAUER, G. (1987a): The parasitic stage of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) II. Susceptibility of Brown trout. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 76. 4: 403-412.
- BAUER, G. (1987b): The parasitic stage of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) III. Host relationships. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 76. 4: 413-423.
- BAUER, G. (1987c): Reproductive strategy of the Freshwater Pearl Mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) - J. Anm. Ecol. 56: 691-704.
- BAUER, G. (1988): Threats to the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. - Biological Conservation 45: 239-253
- BAUER, G. (1989): Die bionomische Strategie der Flußperlmuschel. - Biologie unserer Zeit / 19. Jahrg. 1989 / Nr. 3, VCH Verlagsgesellschaft mbH., D-6940 Weinheim
- BAUER, G. (1991): Plasticity in Life History Traits of the Freshwater Pearl Mussel - Consequences for the Danger of Extinction and for Conservation Measures - Species Conservation: A Population-Biological Approach. A.Seitz & V. Loeschke (eds.), Birkhäuser Verlag, Basel I: 103-120.
- BAUER, G. & L. EICKE (1986): Pilotprojekt zur Rettung der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.). - Natur und Landschaft 61, Nr. 4: 140-143; Verl. Kohlhammer, Stuttgart.
- BAUER, G. & W. THOMAS (1980): Die Ursachen für den Rückgang der Flußperlmuschel im Fichtelgebirge und Maßnahmen für ihren Schutz. - Nat. Landschaft 55: 100-103.
- BISCHOFF, W. D. (1971): Die Flußperlmuschel in der Lüneburger Heide - ein Versuch ihrer Erhaltung. - Mitt. dt. malak. Ges. 2: 303-305.
- BISCHOFF, W. D., DETTMER, R. & K. WÄCHTLER (1986): Die Flußperlmuschel - Biologie und Bedeutung einer heute vom Aussterben bedrohten Art. - Ausstellung . Staatliches Naturhistorisches Museum Braunschweig.
- BJÖRK, S. (1962): Investigations on *Margaritifera margaritifera* and *Unio crassus*. - Acta limnologica. Edited by Prof. Sven Thunmark, Limnological institute of the Univ. of Lund, Sweden.
- BOETTGER, C. R. (1954): Flußperlmuschel und Perlenfischerei in der Lüneburger Heide. - Abh. Braunsch. Wiss. Ges., 6: 1-40.
- BRANDER, T. (1955): Über die Bisamratte als Vernichter von Najaden. - Archiv für Hydrobiologie, Nr. 50, 92 - 103.
- BRANDER, T. (1957): Aktuelles über die Flußperlmuschel in Finnland. - Acta Soc. Fauna et Flora Fenn. 74, Nr. 2, Helsingfors.

- BUDDENSIEK, V. & G. RATZBOR (1995): Restoration of sedimental quality in a small brook of the Lüneburger Heide, Northern Germany. - Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masarykianae Brunensis, Biologia 91, 19 - 24.
- BUDDENSIEK, V. (1995): The culture of juvenile freshwater pearl mussels *Margaritifera margaritifera* L. in cages: A contribution to conservation programmes and the knowledge of habitat requirements. - Biological Conservation 74:33-40.
- BRANDER, T. (1957): Aktuelles über die Flußperlmuschel in Finnland. - Acta Soc. Fauna et Flora Fenn. 74, Nr. 2, Helsingfors.
- CARL, S. (1909): Die Flußperlmuschel (*Margaritana margaritifera*) und ihre Perlen. - Verh. Naturw. Ver. Karlsruhe 22.
- CARUS, C. G. (1832): Neue Untersuchungen über die Entwicklungsgeschichte unserer Flußmuschel. - Carol. Akad. Naturforscher Leipzig 16 (1), 87 S.
- CHESNEY, H. C. G.; OLIVER, P. G.; DAVIS, G. M. 1993. *Margaritifera durrovensis* Phillips, 1928 - Taxonomic status, ecology and conservation. Journal of Conchology 34:267.
- CLARKE, A. (1981): The Freshwater Molluscs of Canada. - National Museum of Natural Sciences. National Museum of Canada.
- COMFORT, A. (1957): The duration of life cycle in Molluscs. - Proceedings of the Malacological Society (London). 32: 219-241.
- DETTMER, R. (1982): Untersuchungen zur Ökologie der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) in der Lutter im Vergleich mit Bayerischen schottischen Vorkommen. - Diplomarbeit Hannover.
- DITTMAR, H. (1955): Ein Sauerlandbach. - Arch. Hydrobiol. 50: 305-522
- DYK, V. (1957): Flußperlmuscheln im Aquarium. - Aquar. u. Terr. 4, Leipzig/ Jena.
- FOECKLER, F. (1990): Vorschlag zur Unterschutzstellung und Sanierung eines Bachs bei Straubing mit rezentem Vorkommen der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L. 1758). - Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 97, München, 15 - 24.
- FUSTISH, C. A. & R. E. MILLEMANN (1978): Glochidiosis of salmonid fishes. II. - J. Paras. 64: 155-157.
- GEORGIU, M. (1992): Beiträge zur Ökologie der Flußperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (Bivalvia: Margaritiferidae) im oberen Waldviertel, Niederösterreich. - Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades, Universität Wien.
- HARMS, W. (1907): Zur Biologie und Entwicklungsgeschichte der Flußperlmuschel (*Margaritana margaritifera* Dupuy). - Zool. Anz., 31.
- HARSÁNYI, A. (1999): Natur nützen - Natur schützen - Flußperlmuschelschutz aus Sicht der Umfeldnutzung und der Fischerei. - Kurzfassung des Vortrags zur 2. österreichischen Tagung: Flußperlmuschel, 26. - 27. 11. 1999, Grein, 2 S..
- HASS, F. (1910): On Unio, Margaritana, Pseudanodonta and their occurrence in the Thames Valley. - Proc. malac. soc. Lond., 9.
- HENDELBERG, J. (1961): The fresh-water pearl mussel, *Margaritifera margaritifera* (L.). - Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 41: 149-171.
- HERTEL R. (1959): Die Flußperlmuschel (*Margaritana margaritifera* L.) in Sachsen. - Abh. Ber. Staatl. Mus. Tierk. Dresden 23 p.: 1-7.
- HESSLING, T. VON (1859): Die Perlmuscheln und ihre Perlen. - W. Engelmann, Leipzig, 372 S..
- HILTON-TAYLOR, C. (2000): 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland, xvii + 61pp. Downloaded from <http://www.redlist.org/>
- HOCHWALD, S. (1995): Tätigkeit des Wasserwirtschaftsamtes Hof im Bereich des Flußperlmuschelschutzes. - In: Bezirk Niederbayern, Fachberatung für Fischerei (Hrsg.): Arbeitstagung „Schutz und Erhaltung der Flußperlmuschelbestände“, 29. 01. 1996, Landshut, Lindberger Hefte 5, 17 - 39.

- HRUSKA, J. (1995): Problematik der Rettung ausgewählter oligotropher Gewässersysteme und deren natürlicher Lebensgemeinschaften in der Tschechischen Republik. Lindberger Hefte 5: 98-123.
- HRUSKA, J. (1998): Nahrungsansprüche der Flußperlmuschel und deren halbnatürliche Aufzucht in der Tschechischen Republik. - Heldia, Band 4, Sonderheft 6.
- ISRAEL, W. (1924): Über vogtlländische Perlbüche (ohne Titel). - Jber. Ges. Fr. Naturwiss. Gera 57-67: 6-62
- ISRAEL, W. (1913): Biologie der europäischen Süßwassermuscheln, Stuttgart.
- JEKL, K. (1983): Ein Jahrhundert Perlmutterknopferzeugung. - In: W. Enzenhofer (Hersg.), Hardegg und seine Geschichte 2, Wien, 142 S.
- JUNGBLUTH, J. H. (1976): Das Flußperlmuschel-Projekt im Vogelsberg - ein Beitrag zum Artenschutz. Natur und Landschaftspflege in Hessen 1975/1976: Wiesbaden (Hess. Min. Landw. u. Umwelt): 10-11.
- JUNGBLUTH, J. H. (1988): Zur Situation der Flußperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (L.) in der ehemaligen Preußischen Rheinprovinz (Mollusca: Bivalvia: Margaritiferidae). - Decheniana (Bonn) 141, 209-229.
- JUNGBLUTH, J. H. & G. LEHMANN (1976): Untersuchungen zur Verbreitung, Morphologie und Ökologie der *Margaritifera*-Populationen an den atypischen Standorten des jungtertiären Basaltes im Vogelsberg/Oberhessen (Mollusca: Bivalvia). - Arch. Hydrobiol. 78: 165-212.
- JUNGBLUTH, J. H. & U. KÜHNEL (1978): Wassergüte-Untersuchungen an Perlmuschelbüchen. - Verh. Ges. Ökolog. 6: 317-322.
- JUNGBLUTH, J. H. & W. UTERMARK (1981): Die Glochidiose der Salmoniden in Mitteleuropa: Infektion der Bachforelle *Salmo trutta fario* L. durch die Glochidien der Flußperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (L.). - Fisch und Umwelt, Heft 10: 153-165. Gustav Fischer Verlag.
- JUNGBLUTH, J. H., BÜRK, R., NESEMANN, H. & SCHEURIG, A. (1985): Flußperlmuschel - Erfassung in den Mittelgebirgen 1985. - Mainz und Neckarsteinach.
- KARNA, D. & R. MILLEMANN (1978): Glochidiosis of salmonid fishes. III. - J. Paras. 64: 528-537.
- KNORRE, D. V. (1967): Zum Rückgang der Flußperlmuscheln (*Margaritifera margaritifera* (L.)) im Wetteratal. - Malk. Abh. Staatl. Mus. Tierkde. Dresden. 3 (20): 287-293.
- LAHNER, G. (1899): Die Flußperlmuschel im Donaugebiete von Oberösterreich und Bayern. - Tages-Post Nr. 94, Unterhaltungsbeilage Nr. 17, Linz.
- LAHNER, G. (1899): Die Flußperlmuschel im Donaugebiete von Oberösterreich und Bayern. - Tages-Post Nr. 94, Unterhaltungsbeilage Nr. 17; (Fortsetzung und Schluß), Tages-Post Nr. 100, Unterhaltungsbeilage Nr. 18, Linz.
- MAUDEN, R. (1994): Die Situation der Flußperlmuschel im Alfbach (Kreis Bitburg-Prüm) und Perspektiven zu ihrer Erhaltung. - Konzeptstudie i.A. des Ministeriums für Umwelt Rheinland-Pfalz, Waldalgesheim, 19 S..
- MEIßNER, O. (1914): Die Perlmuscheln in Oberfranken - *Margaritana margaritifera*. - Ber. naturwiss. Ges. Bayreuth 2: p.: 1-42.
- MINISTERSTVO ŽIVOTNIHO PROSTREDI ČESKÉ REPUBLIKY, BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN, SÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG & POVODI OHRE A.S. (HRSG.) (1996): Die Perlmuschel im Dreiländereck „Böhmen-Bayern-Sachsen“. - Plzen, 67 S..
- MODELL, H. (1941): Die Rassen der mittel- und osteuropäischen Najaden. - Arch. Moll. 73:161-177
- MODELL, H. (1965): Die Najaden-Fauna der oberen Donau. - Veröff. Zool. Staatssamml. München 9:159-304.
- NAGL, K. O. (1988): Anatomische, morphologische und biologische Untersuchungen zur Taxonomie und Systematik der europäischen Unionacea (Mollusca: Bivalvia). - Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades, Universität des Landes Hessen.

- NÄTSCHER, L. (1995): Auswirkungen der Bodenversauerung in Nord-Ost-Bayern. - In: Bezirk Niederbayern, Fachberatung für Fischerei (Hrsg.): Arbeitstagung „Schutz und Erhaltung der Flußperlmuschelbestände“, 29. 01. 1996, Landshut, Lindberger Hefte 5, 77 - 83.
- NESEMANN, H. & K. O. NAGEL (1989): Die Flußmuscheln (Bivalvia: Unionacea) im Einzugsgebiet der Loire (Zentralfrankreich), eine erste Bestandserfassung. - Mitt. dtsh.malakoool. Ges: / 1-15.
- PHILLIPS, R. A. (1928): On *Margaritifera durovensis*, a new species of pearl mussel from Ireland. - Proc. malac. soc. Lond., 18.
- PLÖCKINGER, H. (1927): Mittheilungen über die Tierwelt um Rastenbergr vor 200 Jahren. In: Landzeitung, Krems.
- REAUMUR, R. A.. (1717): Observations sur le Coquillage appele Pinne Marine ou nacre de Perle, a l'occasion duquel on explique la formation des Perles. - Histoire de l'Academie royale des sciences , Anne 1717, Paris.
- REGER, K.-H. (1987): Margaritologiae. - Nachdruck von Malachias Geiger (1637), München.
- REGER, K.-H. (1988): Flußperlen in Böhmen und Bayern. - Förderverein Perlfischereimuseum e. V. München u. Kulturreferat der Sudetendeutschen Landsmannschaft (Hrsg.). - m-press, München, ISBN-3-926822-0007.
- REGER, K.-H. (2000): Perlen aus oberfränkischen Gewässern (Beitrag anläßlich der Ausstellung in Lichtenfels).
- RICHTER, O. (1935): Perlen aus Oberösterreich. - Welt und Heimat - Illustrierte Beilage zur Linzer Tages-Post. Linz, 15. Juni 1935, Nr. 3, Jahrg. 3, 2 - 5.
- RIEDL, G. (1924): Muschelzucht und Perlenkultur. - Zeitschrift f. d. öst. Mittelschulen, 1. Jahrg., 4. H.
- RIEDL, G. (1928): Die Flußperlmuscheln und ihre Perlen. - Jahrbuch des Oberösterreichischen Musealvereines, 82. Band, 257 - 358.
- RIEGLER C. (2001): Die Situation der Flussperlmuschel im oberen Mühlviertel : Untersuchungen über die Flussperlmuschel im Fluss-System der Großen und Kleinen Mühl. Diplomarbeit an der Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- SCHMIDT, C. & WENZ, G. (1998): Bestandsentwicklung der Flußperlmuschel - Monitoring-Programme in Bayern. - Vortrag, Seminar: Erhaltung und Wiederansiedlung der Flußperlmuschel, Schloß Weinberg, Kefermarkt, 29. / 30. 10. 1998, 11 S.
- SEIDL, F. (1973): Zur Molluskenfauna der Bezirke Braunau am Inn, Ried im Innkreis und Schärding, 4. Teil. Mitt. Zool. Ges. Braunau 1: 376-394.
- SCHIERHOLZ, C. (1888): Über die Entwicklung der Unioniden. - Denkschr. k. Akad. Wiss. Wien math. - nat. Kl. 55, 183-214.
- SCHMIDT, C. & WENZ, G. (2001): Monitoring-Programm für ausgewählte Bestände der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L. 1758) als Datengrundlage und für die Erfolgskontrolle von Schutzprojekten im Rahmen des Artenhilfsprogramms. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe 156: 373-393.
- SILKENAT, W., SILKENAT, M., KLUPP, R., SCHMIDT, S., WENZ, G., EICKE, L. & BAUER, G. (1991): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Erfahrungen mit einem Projekt zur Rettung der Flußperlmuschel. - Natur und Landschaft 66, 63 - 67.
- SMITH, D. G. (1976): Notes on the ecology of *Margaritifera margaritifera* in Central Massachusetts. - Am. Middl. Nat. 1: 252-256.
- STRECKER, U. (1987): Untersuchungen über die Entwicklungsbedingungen junger Flußperlmuscheln. Diplomarbeit im Fach Biologie an der Tierärztlichen Hochschule Hannover.
- STREIT, B. (1980): Ökologie - ein Kurzlehrbuch. - Thieme Verlag, Stuttgart, 235 S..
- TETENS, A. (1932): Der letzte Standort der Margaritana im Odergebiet. - Abhandl. Naturforsch. Gesellsch. Görlitz, 31. Bd., Heft 3,S. 105-110. 1 Taf. 1932.

- UTERMARK, W. (1973): Untersuchungen über die Wirtsfischfrage für die Glochidien der Flußperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (L.). - Staatsexamenarbeit Hannover.
- WÄCHTLER, K. (1986): Zur Biologie der Flußperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (L.) - Entwicklung, Gefährdung und Aussichten. - *Naturwissenschaften* 73: 225-233. Springer Verlag.
- WELLMANN, G. (1938) Untersuchungen über die Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) und ihren Lebensraum in Bächen der Lüneburger Heide. - *Zeitschrift f. Fischerei u. deren Hilfswissenschaften*; Bd. 36, Heft 4.
- WELLMANN, G. (1939): Untersuchungen über die Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) und ihren Lebensraum in Bächen der Lüneburger Heide. - *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften*, Band XXXVI, Heft 4 1938. Prof. Dr. med et Phil. A. Willer und Dr. E. Fischer, Verlag von J. Neumann, Neudamm und Berlin.
- WELLMANN, G. (1943): Fischinfektionen mit Glochidien der *Margaritana margaritifera*. - *Zeitschrift f. Fischerei*, Band XVI, Heft 3, Verlag von J. Neumann, Neudamm und Berlin.
- YOUNG, M. & J. WILLIAMS (1984): The reproductive biologie of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (LINN.) in Scotland. I. Field studies - *Arch. Hydrobiol.* 99. 4: 405-422. VAUGHN, C. C. & C. M. TAYLOR (1999): Impoundments and the decline of freshwater mussels: a case study of an extinction gradient. - *Conservation Biology*, Vol. 13, No. 4, 912 - 920.
- ZUGANOV, V. V., ALEXEY Z., NEZLIN L. & TRETIAKOV V. (1994): The freshwater pearl mussels and their relationship with salmonid fish. - VNIRO Publishing House, Moscow. ISBN 5-85382-126-1.

Literatur mit speziellem Österreich-Bezug

- FRANK, C. (1983): Zum Vorkommen der Flußperlmuschel, *Margaritifera margaritifera* (Linnaeus 1758) (Bivalvia: Margaritiferidae), im österreichischen Granithochland (westliches Niederösterreich). - *Z. angew. Zool.* 70: 321-350.
- GEORGIU, M. (1992): Beiträge zur Ökologie der Flußperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (Bivalvia: Margaritiferidae) im oberen Waldviertel, Niederösterreich. - Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades, Universität Wien.
- GROHS, H. (1953): Neuerrichtung der Flußperlmuschelzucht in Dobl bei Schärding (OÖ). - *Österreichs Fischerei*, 6. Jahrgang., H.12.
- GUMPINGER C. (2000): Die Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) im System des Kleinen Kößlbaches. - Unpubl. Bericht im Auftrag des Naturschutzbundes und der OÖ. Umweltanwaltschaft, 78 S..
- GUMPINGER, C. (2001a): Wehrkataster der Pram und ihrer Zubringer. - Gewässerschutzbericht Nr. 22, Hrsg.: Amt der OÖ. Landesregierung, UAbt. Gewässerschutz, Linz, 102 S.
- GUMPINGER, C. (2001b): Grundlagen zum Erhalt der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* (L.)) im Einzugsgebiet des Kleinen Kößlbaches. - *ÖkoL, Zeitschrift für Ökologie, Natur- und Umweltschutz* 23 (1), 10 - 16.
- GUMPINGER, C. (2001c): Die Situation von Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* (L.)) und Bachforelle (*Salmo trutta* f. *fario*) im Edbach (OÖ.). - i.A. der Abteilung für Naturschutz des Amtes der Oö. Landesregierung, Wels, 31 S..
- GUMPINGER G., HEINISCH W., MOSER J., OFENBÖCK T. & C. STUNDNER (2002): Die Flussperlmuschel in Österreich. Monographie; Band 159, Umweltbundesamt Wien.
- HANNESSCHLÄGER M. (2001): Die Situation der Flussperlmuschel im oberen Mühlviertel: Untersuchungen über die Flussperlmuschel im Fluss-System der Großen und Kleinen Mühl. - Diplomarbeit an der Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- HAUMER, C. (1999): Vegetationskundliche Untersuchungen der Wälder im Waldaisttal. - Diplomarbeit an der Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- HOCHLEITNER, M. (1987): Flußperlmuscheln brauchen Bachforellen zum Überleben! Versuche zur Rettung der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.). - *Österr. Fischerei.* 40: 200-204.

- KILLINGSSEDER H.P. (1998): Abfluss- und Geschiebebilanzierung im Einzugsgebiet der Waldaist und ihren Zubringern. Unpubl. Bericht im Auftrag der OÖ - Landesregierung.
- KRAUS, E. (1984) Die Flußperlmuschel im Waldviertel - eine aussterbende Art? - Kamptal Studien 4: 29-138.
- MOOG, O., NESEMANN, H., OFENBÖCK, T. & STUNDNER, C. (1993): Grundlagen zum Schutz der Flussperlmuschel in Österreich. – Band III der Schriftenreihe der Bristol-Stiftung, Zürich, 235 S.
- OFENBÖCK, T. (1997): FLUP - Flußperlmuschel-Schutzprojekt Oberösterreich. Pilotstudie an der Waldaist. - i.A. der Oberösterreichischen Umweltschutzbehörde Linz, Unveröffl. Gutachten, Wien, 122 S..
- OFENBÖCK T. (1998): FLUP- Flussperlmuschelschutzprojekt Oberösterreich - Pilotstudie an der Waldaist. - Unpubl. Bericht 1998 im Auftrag an die Oö. Umweltschutzbehörde.
- OFENBÖCK T. (1999): FLUP- Flussperlmuschelschutzprojekt Oberösterreich - Pilotstudie an der Waldaist. - Unpubl. Bericht 1999 im Auftrag an die Oö. Umweltschutzbehörde.
- OFENBÖCK, T., GRAF, W. & RÖMER, A. (2001): Limnologische Untersuchung der Malsch auf Grundlage des Makrozoobenthos. – i.A. der Oberösterreichischen Umweltschutzbehörde Linz, Unveröffl. Gutachten, Wien, 73 S.
- REISCHÜTZ, P.L. (1980): Beiträge zur Molluskenfauna des Waldviertels. - I. Prihoda (Hrsg.): Höbarthmuseum und Museumsverein in Horn 1930-1980. Festschrift zur 50-Jahr-Feier, 259-275, Museumsver., Horn.
- SACKL, P. (1989): Zur Situation der Flußperlmuschel, *Margaritifera margaritifera* L. (Mollusca, Bivalvia), im niederösterreichischen Waldviertel. - Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum, 6: 111-146, Wien.
- SHARMA, S. (1990): Age and Population Structure of Freshwater Pearl Mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) in Upper Austria, Central Europe - Report of Summer Projekt for Post Graduate. - Report for International Post-Graduate Training Course in Limnology, Mondsee, Austria.
- STUNDNER, C. (2001): Artensicherungsprogramm Flussperlmuschel - Evaluierung der Waldviertler Perlmuschelbestände als Grundlage für Habitatschutzmaßnahmen und Erarbeitung eines Aktionskataloges. - Unpubl. Bericht 2001 im Auftrag der Naturschutzabteilung des Landes Niederösterreich.

Wichtige österreichische Datenquellen (Verbreitungsdatenbanken, Sammlungen etc.)

Landesmuseum OÖ, Landesmuseum NÖ, eigene Sammlung, Sammlung Claus Stundner

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art (im In- und Ausland)

Claus Stundner (Naturschutzabteilung NÖ), Wolfgang Heinisch (Naturschutzabteilung OÖ), Clemens Gumpinger, Gregor Maier-Lehner (Wels), Hannes Moser (BH Perg, OÖ); Hasko Neseemann (IN), Gabriele Wenz und Christine Schmidt Goldkronach (BRD), Gerhard Bauer (Univ. Freiburg, BRD), Rainer Altmüller (Hannover, BRD), Volker Buddensiek (Stadthagen, BRD), Jürgen Jungbluth (Heidelberg, BRD), Jaroslav Hruska (Volary, CZ), Klaus Groh (Hackenheim, BRD), Susanne Hochwald (Bayreuth, BRD), Mark Young (Aberdeen, UK), Karl-Otto Nagel (Bad Krozingen, BRD), Klaus Wächtler (Hannover, BRD), Wieland Utermark (Stedersdorf, BRD), Ilimary Valovirta (Helsingfors, SU), Valery Zuiganov (Moscow RUS)

70.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Vorbemerkung: Jene Qualitätskriterien die auf die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie bezogen sind, sind in Österreich mit der Wasserrechtsgesetz-Novelle 2003 (mit 22. Dez. 2003 in Kraft), im nationalen Recht verankert. Den biologischen Komponenten, welchen für die ökologische Bewertung besondere Bedeutung zukommt, werden auf einen **gewässertypischen Referenzzustand** bezogen. Der Referenzzustand eines Gewässertyps charakterisiert jene Verhältnisse, die nur sehr geringfügig (minimal) durch menschliche Aktivitäten verändert sind.

Dieser gewässertypische, „weitgehend naturnahe Zustand“ (Zustandsklasse nach WRRL = I) stellt somit die Bezugsbasis für die ökologische Bewertung der Gewässer dar. Zustandsklasse II charakterisiert den „guten ökologischen Zustand, alle Zustandsklassen > II bedingen lt. Wasserrechtsgesetz bereits Handlungsbedarf.

Die hydromorphologische Beurteilung bewertet ebenso die Abweichung vom gewässertypischen Referenzzustand und umfasst Wasserhaushalt (Abfluss und Abflusssdynamik, Verbindung zu Grundwasserkörpern), Durchgängigkeit des Flusses und morphologische Bedingungen (Laufentwicklung, Strömungsgeschwindigkeit, Tiefen- und Breitenvariation, Struktur und Substrat des Flussbetts, Struktur der Uferzone).

Die Arbeiten zur Anpassung und Ergänzung der bestehenden biologischen Bewertungsmethoden sind voll im Gange und müssen bis Ende 2004 abgeschlossen sein. Da es nicht sinnvoll erscheint, parallel ein eigenständiges Bewertungssystem zu erarbeiten, bzw. Methoden anzuwenden, welche mit Inkrafttreten der neuen Bewertungssysteme ihre Gültigkeit verlieren, wird bei den Bewertungskriterien für die FFH-Muschelarten auf diese verwiesen.

70.2.1 Indikatoren für Population/Habitat

Habitatindikatoren	A	B	C
Einzugsgebietsnutzung ⁵⁷	<20%	=20% =35%	>35%
Ökologische Gewässer-Zustandsklasse nach Wasserrahmenrichtlinie: Gesamtbeurteilung hydrologische Qualitätskomponente ⁵⁸	I	II	>II
Ökologische Gewässer-Zustandsklasse nach Wasserrahmenrichtlinie: Biologische Qualitätskomponente benthische Wirbellose Fauna	I	II	>II
Totalphosphor (µg/l) in der fließenden Welle	<20	<35	>35
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	>5.000	=1.000 = 5.000	<1.000
Populationsstruktur (Anteil auffindbarer Ind. < 15 Jahre)	= 25 %	= 10 % < 25 %	< 10 %
Fertilität	Anteil trächtiger Muscheln =30 %	Anteil trächtiger Muscheln = 15 % < 30%	Anteil trächtiger Muscheln < 15 %
Wirtsfischspektrum/-dichte: Ökologische Zustandsklasse der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna nach WRRL	I	II	>II

70.2.2 Indikatoren für das Gebiet

	A	B	C
--	---	---	---

⁵⁷ Anteil landwirtschaftlich intensiv genutzter Flächen im Einzugsgebiet (Ackerbau) inkl. reiner Fichtenforstbestände (Bewertung soweit aufgrund der Einzugsgebietsgröße möglich)

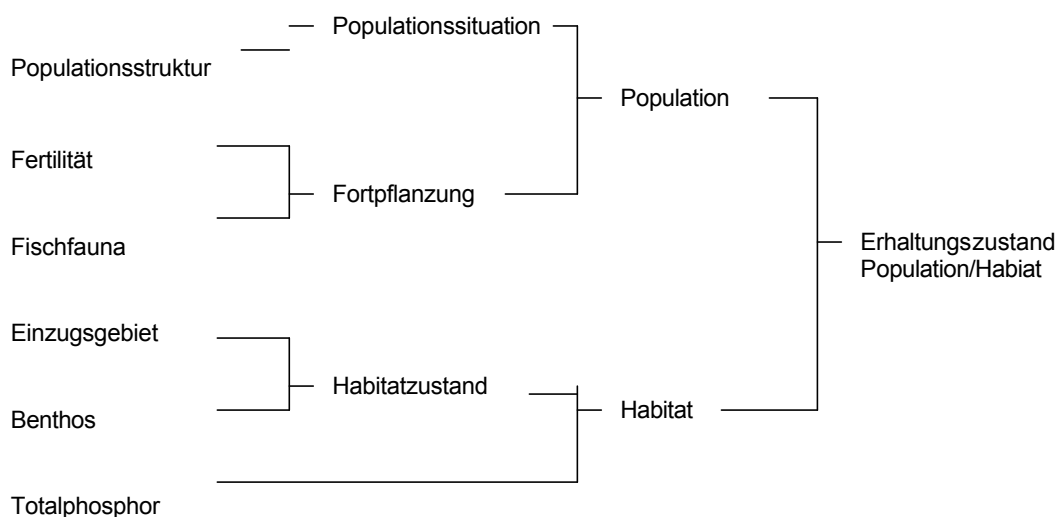
⁵⁸ da bei größeren Einzugsgebieten das Erheben der Gebietsnutzung wegen des großen Aufwandes bzw. des Fehlens von Daten kaum möglich ist, kann der Indikator „Ökologische Zustandsklasse nach Wasserrahmenrichtlinie: Gesamtbeurteilung Hydrologische Qualitätskomponente“ an Stelle des Indikators „Einzugsgebietsnutzung“ verwendet werden.

Bedeutung des Gebietes für Österreich (Individuenzahl in % des Gesamtvorkommens in Österreich)	= 30 %	=10 < 30 %	< 10 %
Einstufung der Gefährdungssituation im Gebiet	keine Gefährdungen ersichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend)	geringfügige Gefährdungen	Populationen gefährdet (oder rückgängig)

70.3 Bewertungsanleitung

70.3.1 Bewertungsanleitung für die Population/Habitat

Populationsgröße



Populationssituation

		Populationsgröße		
		A	B	C
Populationsstruktur.	A	A	A	B
	B	B	B	B
	C	C	C	C

Fortpflanzung

		Fertilität		
		A	B	C
Fischfauna		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Population

		Populationssituation		
		A	B	C
Fortpflanzung		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Habitatzustand

		Einzugsgebiet		
		A	B	C
Benthos		A	B	C
	A	A	B	C
	B	A	B	C
	C	C	C	C

Habitat

		Habitatzustand		
		A	B	C
Totalphosphor		A	B	C
	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	B	C

Erhaltungszustand

		Habitat		
		A	B	C
Population		A	B	B
	A	A	B	B
	B	B	B	B
	C	C	C	C

70.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Anteil an Österreichpopulation
Gefährdung im Gebiet



Erhaltungszustand Gebiet

Erhaltungszustand

	Anteil Population		
	A	B	C
Gefährdung	A	A	B
	B	B	B
	C	B	C

71 1032 UNIO CRASSUS (PHILLIPSON, 1788)

71.1 Schutzobjektsteckbrief

71.1.1 Schutzobjekt:

Deutscher Name: Bachmuschel, Gemeine Flussmuschel, Kleine Flussmuschel

Synonyme: keine

71.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Phylum: Mollusca, Klasse: Bivalvia, Ordnung: Unionoida, Familie: Unionidae

Die sehr formenreiche Art bildet mehrere Unterarten und zahlreiche charakteristische Lokalrassen, deren Verbreitung unter anderem Rückschlüsse auf Veränderungen der Gewässersysteme in der jüngeren Erdgeschichte erlaubt. Im Einzugsbereich der Donau werden 4 Lokalrassen oder Unterarten mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen unterschieden (NESEMANN 1994), nämlich *Unio crassus cytherea* KÜSTER 1883, *Unio crassus albensis* HAZAY 1885, *Unio crassus ondovensis*. KÜSTER 1883, sowie *Unio crassus decurvatus* ROSSMÄSSLER 1835 (NESEMANN 1993 und 1994).

Merkmale: *U. crassus* erreicht eine Länge von etwa 4-7 (max. bis 11) cm, die Schale ist elliptisch bis eiförmig geformt, Vorder- und Hinterende sind fast gleich gerundet, meist weniger als doppelt so lang wie hoch. Am Wirbel befinden sich engstehende Wellenrungen, manchmal (insbesondere in kalkarmen Gewässern) ist der Wirbel korrodiert. Farbe: grün über braun bis fast schwarz, häufig mit Kalkkrusten oder Überzug aus schwarzem Eisenmangan. Das Schalenschloss ist mit kräftigen, in der linken Schalenhälfte hintereinanderstehenden Hauptzähnen ausgestattet.

71.1.3 Biologie

Lebenserwartung: Die Lebensdauer von *U. crassus* hängt stark von der Temperatur des Gewässers ab. Durchschnittlich liegt ihre Lebenserwartung bei 15 bis 25 Jahren, in kalten Bächen Nordeuropas sogar bei bis zu 50 Jahren, in sehr warmen Bächen kann sie aber auch unter 10 Jahren liegen.

Fortpflanzung: *U. crassus* ist - so weit bekannt - streng getrenntgeschlechtlich. Das bedeutet, dass eine erfolgreiche Fortpflanzung von einer ausreichenden Populationsdichte abhängig ist. Die Muscheln betreiben Brutpflege und zur Entwicklung von Jungmuscheln ist eine parasitäre Phase an einem Wirtsfisch erforderlich. Während der Fortpflanzungszeit werden die Außenkiemen der weiblichen Muscheln zu Bruträumen, den sogenannten Marsupien, umgebildet. Hier werden die Eier durch mit dem Atemwasser aufgenommene Spermien befruchtet. Die Zahl der Eier liegt in der Regel unter 200.000 / Weibchen. Die Entwicklung zu fertigen Larven (Glochidien) erfolgt überwiegend in den Monaten April und Mai. Die Glochidien haben eine Größe von etwa 0,2 mm und sind mit einem Haken und einem kurzen Haftfaden versehen. Wie die Larven aller *Unio*-Arten sind sie obligatorische Kiemenparasiten. Das Ausstoßen der Glochidien erfolgt in locker zusammenhängenden Paketen, welche von Fischen zufällig eingeatmet oder gefressen werden müssen, wobei immer einige Larven in den Kiemenapparat gelangen. Taktile Reize veranlassen die Glochidien ihre Schalen zu schließen und dabei Kiemenepithel einzuklemmen. Der Schalenschluss bleibt dauerhaft und im Zuge einer unspezifischen Wundverschlussreaktion wird das angeheftete Glochidium innerhalb kurzer Zeit vom Epithel überwuchert und auf diese Weise encystiert. In der Cyste entwickelt sich das Glochidium zur Jungmuschel, sofern es nicht zu Gewebs- oder Immunreaktionen kommt und die Zyste abgestoßen

wird. Das parasitäre Stadium dauert etwa 4-5 Wochen, ohne dass ein Wachstum erfolgt. Das natürliche Wirtsfischspektrum ist weitgehend unbekannt, in Versuchen zeigten sich Döbel (*Leuciscus cephalus*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Neunstacheliger Stichling (*Pungitius pungitius*) Dreistacheliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Koppe (*Cottus gobio*) als geeignet (NAGL 1988). Nach der parasitären Entwicklungsphase lebt die fertige Jungmuschel in den ersten Jahren im Hohlraumssystem des Bachgrundes, bis sie wieder an die Oberfläche kommt. Über diesen Entwicklungsabschnitt ist nur wenig bekannt, doch scheinen die jungen Muscheln gerade in dieser Phase sehr empfindlich auf Verschlämmungen des Bachgrundes und auf Verschlechterungen der Wasserqualität zu reagieren. Bereits kleinste Veränderungen der Umweltsituation können zu einem vollkommenen Ausfall des Nachwuchses führen. Die Altmuscheln verankern sich mit dem sogenannten "Fuß", einem beweglichen zungenförmigen Muskel, im Gewässergrund und leben als Filtrierer: Durch die Einströmöffnung saugt die Muschel Wasser ein, mit Hilfe der Kiemen filtert sie kleine Nahrungsteilchen und gewinnt Sauerstoff zur Atmung. Die Kiemen übernehmen neben ihrer eigentlichen Funktion als Atmungsorgan also zusätzlich die Aufgabe der Nahrungsbeschaffung und spielen während der Fortpflanzungszeit eine wichtige Rolle bei der Brutpflege. Mit Hilfe des Kriechfußes können geringe Ortsveränderungen durchgeführt werden, für die Ausbreitung der Art spielen diese keine wesentliche Rolle. Die Ausbreitung erfolgt in erster Linie während des parasitischen Stadiums über den Wirtsfisch.

71.1.4 Autökologie

Lebensraum: Die ökologischen Ansprüche der einzelnen Unterarten sind sehr unterschiedlich (NESEMANN 1993) und werden deshalb getrennt beschrieben:

U. crassus cytherea besiedelt bevorzugt sommerkühle und unverschmutzte Bäche des Berg- und Hügellandes vom Metarhithral (untere Forellenregion) bis zum Metapotamal (Brachsenregion) sowie die Litoralzone von Voralpenseen. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt im Hyporhithral (Äschenregion) und Epipotamal (Barbenregion) in Seehöhen zwischen 250 und 600 m. Eine Ausnahme bilden die Vorkommen im Wiener Becken wo sie in quellgespeisten, beschatteten Bachläufen auch in tieferen Lagen vorkommt. *U. crassus cytherea* ist langsamwüchsig und erreicht mit 7-30 Jahren die höchste Lebenserwartung aller *Unio*-Arten des Donaubeckens. Wegen ihrer Empfindlichkeit gegenüber Verschmutzung ist sie in vielen Gewässern bereits erloschen und insgesamt hochgradig in ihrem Bestand gefährdet.

U. crassus albensis lebt nur in sommerwarmen Tieflandflüssen und Bächen mit potamalem Charakter. Dementsprechend besiedelt sie vorwiegend (Epi-) Metapotamal (Barben-) Brachsenregion). Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt bei Seehöhen unter 200 m. *U. crassus albensis* ist eine raschwüchsige Unterart, die Lebenserwartung beträgt etwa 5-15 Jahre (in der Donau selten bis 33 Jahre). In krassem Gegensatz zu *U. crassus cytherea* zeigt sie nur geringe Anforderungen an die Wasserqualität und ist in gewissem Ausmaß fähig, organische Belastung zu tolerieren.

U. crassus decurvatus besiedelt kleinere Fließgewässer, das Litoral von Seen, sowie Seeausrinne. Genauere Angaben über die ökologischen Ansprüche sind nicht bekannt. Die Ansprüche dürften aber ähnlich sein wie bei wie *U. crassus cytherea*

Diese Lebensräume betreffen folgende Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie: Typ 91E0 (Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* [Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae]), Typ 3260 (Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculion fluitantis* und des *Callitricho-Batrachion*) und 3160 (Dystrophe Seen und Teiche).

71.1.5 Populationsökologie

Da die Bachmuscheln streng getrenntgeschlechtlich sind, (eine Umwandlung von Weibchen zu Zwittern bei geringen Bestandesdichten wie bei der Flussperlmuschel ist nicht möglich) sind

stark ausgedünnte Bestände fast immer zum Aussterben verurteilt. Eine Quantifizierung der kritischen minimalen Bestandesdichte ist kaum möglich, da diese sehr stark auch von der Wirtsfischdichte und von der Habitatstruktur abhängt.

Viele mitteleuropäische Populationen weisen heute eine mehr oder weniger hohe Überalterung auf (in vielen Bächen fehlen Jungmuscheln völlig, die jüngsten Muscheln sind bereits acht oder zehn Jahre alt). Durch ihr deutlich geringeres Alter und die fast überall bestehende Überalterung der Muschelbestände bleibt heute nur noch sehr wenig Zeit, die Lebensraumsituation zu verändern. Bei den populationsbestimmenden Faktoren spielen Konkurrenten keine besondere Rolle. Als Fressfeind spielt die aus Nordamerika eingeschleppte Bismartrate eine bedeutende Rolle. Die bedeutendsten Faktoren für die Populationsdichte sind Wasserqualität, Nahrungsqualität und Habitatqualität (→ siehe Gefährdung).

Ein Ausbreitungspotenzial ist bei geänderten Habitatbedingungen durchaus gegeben, dieses bedingt aber in den allermeisten Fällen gravierende Veränderungen im Einzugsgebiet. Wanderungen spielen bei der nur eingeschränkten Mobilität keine bedeutende Rolle, eine Verbreitung erfolgt jedoch im parasitischen Stadium über den Wirtsfisch. Der bestimmende Faktor ist hier die Durchgängigkeit der Wohngewässer und eine ausreichende Wirtsfischdichte

71.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: Die Gemeine Bachmuschel besiedelt Flüsse und vor allem kleine und kleinste Bäche bis in den Oberlauf, im Südosten des Verbreitungsgebietes auch das Litoral von Seen. Ihr Verbreitungsgebiet umfasst ganz Europa mit Ausnahme der Britischen Inseln, der Iberischen Halbinsel und Italien, sowie das gesamte Schwarzmeergebiet und Mesopotamien (FALKNER 1990). Laut IUCN Red Data Book beschränkt sich die Verbreitung auf folgende Länder: Österreich, Weißrussland, Belgien, Bulgarien, Tschechien, Dänemark, Estland, Finnland, Frankreich, Deutschland, Ungarn, Kasachstan, Lettland, Litauen, Liechtenstein, Luxemburg, Moldawien, Niederlande, Polen, Rumänien, Russland, Slowakei, Schweden, Schweiz und Ukraine. Die gemeine Bachmuschel bildet im südlichen Teil ihres Areals zahlreiche scharf abgrenzbare Subspecies aus, im Gebiet der nordeuropäischen Vereisung kommt jedoch nur *U. crassus crassus* vor. *U. crassus crassus* besiedelt die Flusssysteme der Ostsee, Die westeuropäische *U. crassus nanus* LAMARCK 1819 dringt ostwärts bis in das Rheinsystem vor. In Mitteleuropa treffen mehrere Unterarten verschiedener Herkunft zusammen. *U. crassus cytherea* ist auf das obere Donaueinzugsgebiet beschränkt. *U. crassus albensis* besiedelt das Einzugsgebiet der kleinen ungarischen Tiefebene mit March-Thaya Ebene und Zala im Süden. Diese Unterart vermischt sich in der Donau im Westen mit *U. crassus cytherea* und geht im Osten allmählich in *U. crassus ondovensis* über. *U. crassus ondovensis* ist im Stromsystem der Tisza und den rechten Nebenflüssen der Donau im Alföld verbreitet.

Europa: Innerhalb der EU 15 kommt die Art in 9 Mitgliedstaaten (AT, BE, DE, DK, FI, FR, GR, LU, SE) und 5 biogeographischen Regionen (alpin, atlantisch, boreal, kontinental, mediterran) vor.

Potenzielle und historische Verbreitung der Art in Österreich: Nach der Zusammenstellung historischer Verbreitungsangaben durch REISCHÜTZ & SACKL (1991) sowie MILDNER (1992) ist ein Vorkommen der Art aus allen Bundesländern, mit Ausnahme Tirols, nachgewiesen. Demnach besiedelte *U. crassus* weite Bereiche der Böhmisches Masse, der Donauniederungen und March sowie einen Großteil des nieder- und oberösterreichischen, sowie Salzburger Voralpengebiets, sowie das Littoral von Seen. Aus dem Burgenland sind Einzelfundmeldungen aus der Wulka, der Strem und aus Leitha-Zubringern bekannt. Am Südostalpenrand besiedelte die Art vor allem die Flusstäler der Ost- und Weststeiermark sowie die Litoralzone und Zu- und Abflüsse der Seen und größeren Teiche des Klagenfurter Beckens in Kärnten. In Vorarlberg dürfte *U. crassus* im Litoral des Bodensees und den seenahen Zuflüssen weit ver-

breitet gewesen sein. Eine detaillierte Liste historischer Fundorte geben REISCHÜTZ & SACKL (1991), MILDNER & TROYER (1992) und MILDNER & TAURER 2002).

Aktuelle Verbreitung der Art in Österreich: Die aktuelle Verbreitung von *Unio crassus* (Fundorte nach 1990, von denen nicht bekannt ist, dass sie in der Zwischenzeit erloschen wären) wird im folgenden nach Unterarten getrennt diskutiert.

U. crassus cytherea:

Niederösterreich: Thaya, March, Zwettl Unterlauf, Warme Fische (uh. Bad Fischau), Pielach Mühlbäche (z.B.: Herrenmühlbach), Kremnitzbach (Unterlauf), Mank (Mühlbach bei Altenhofen), Perschling Unterlauf,

Oberösterreich: Leitenbach (Schörgendorf, 2003), Innbach (Taubenbrunn, 2003), Aschach (Esthofen, 2003), Sandbach (Esthofen, 2003), Pramauerbach (Mündung, 2003), Stilbach (gesamter Lauf), Attersee (Litzlberg, Strandbad Attersee), Mattig (uh. Grabenseesaurinn), Pram (uh. Zell), Mattig (Laimhausmühle), Ager (Seesaurinn Attersee), Dürre Aschach (Neumarkt)

Burgenland: Marienbach (Leithaprodersdorf),

Vorarlberg: Alter Rhein, Hohenems

U. crassus albensis:

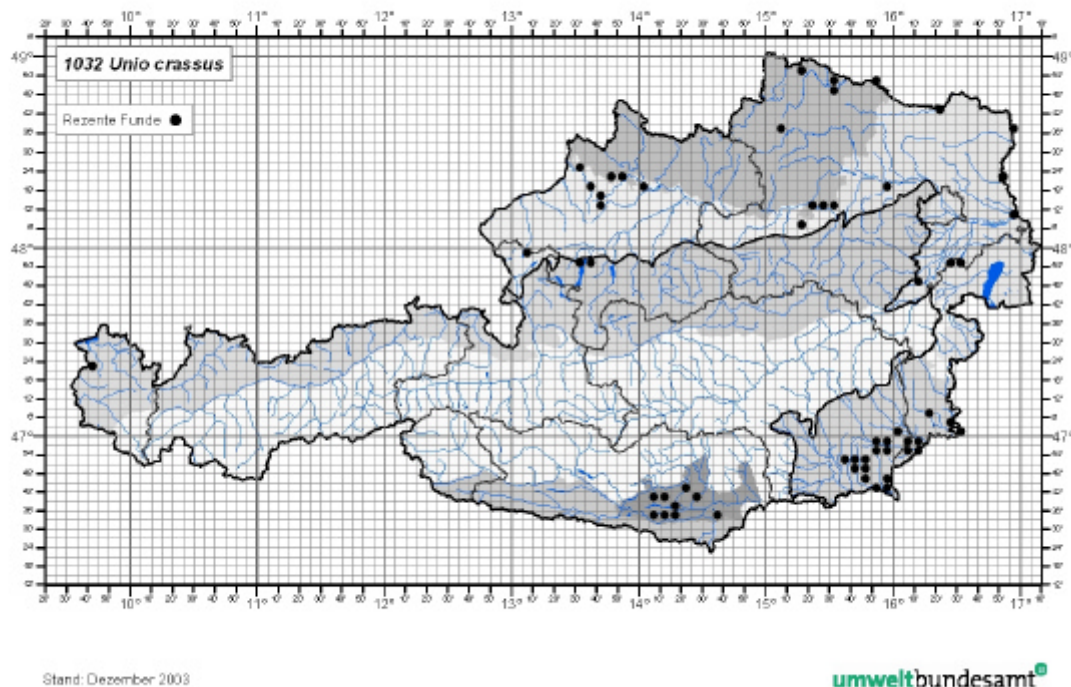
Niederösterreich: Thaya, March, Taxenbach und Seebach (aktuelle Kartierung läuft)

Burgenland: Raab (Unterlauf), Strem, Pinka, Rittschein

U. crassus decurvatus:

Kärnten: Ausrinn Keutschacher See, Sablatnigmoor Ausrinn, Hafnersee-Ausrinn (Plescherken), Damniteich Abfluss bei Moosburg, Mühlteich Abfluss in Moosburg, Wölfnitzbach zw. Moosburg und Ratzenegg, Hafnersee Abfluss SW Plescherken, Rauschelesee Abfluss, Großer Treimischerteich-Abfluss in Viktring, Hörzendorfersee Abfluss bei Hörzendorf, Glanfurth zw. Wörthersee und Siebenhügel, Glanfurth zw. Siebenhügel und Glan, Abfluss Zinnsdirferteich SW Hollern (vorwiegend nach MILDNER, 1992)

Steiermark: Südoststeirische Grabenlandbäche (lt. SACKL & TIEFENBACH 1994) Gnasbach (Gnas, Hofstetten, Failbach, Ingerl, Krobathen, Salsachmühle), Ottersbach (Au), Radkersburger Mühlbach, Schwarzaubach (Seibuttendorf), Saßbach (Ungerdorf, Jagerberg-Grasdorf, Mettersdorf), Sulzbach (Oberpurkla, Unterpurkla), Drauchenbach (Tieschen), Klausenbach (Halbenrain), Raab (Feldbach: Mühlgraben), Auersbach (Raabau), Giemerbach (Leitersdorf), Kornbach (Lödersdorf), Rittschein (Übersbach)



71.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung

Global: Lower risk / near threatened nach IUCN-Red Data Book

Österreich: *Unio crassus cytherea*: vom Aussterben bedroht (FRANK & REISCHÜTZ 1994)

Schutzstatus

EU: Anhang II und Anhang IV der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: *U. crassus* war bis in die 1950er Jahre die häufigste heimische Großmuschelart und besiedelte Flüsse, Bäche und selbst kleinste Gerinne in hohen Dichten. Laut ISRAEL (1910) war die Art so häufig, dass sie als Futter für das Hausgeflügel aus den Bächen geschaufelt wurde. Auch aus Österreich ist bekannt, dass die Gemeine Bachmuschel in äußerst hohen Dichten vorgekommen ist. Unter anderem wurden sogar ihre Schalen zur Knopfproduktion verwendet (JEKL 1983, REISCHÜTZ & SACKL 1991). Heute ist sie akut vom Aussterben bedroht. Nur noch sehr wenige Bestände sind heute noch bekannt, in den meisten Beständen fehlen Jungmuscheln. Für Mitteleuropa wird der Bestandsrückgang als weit über 95 % vermutet (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995). Für Österreich liegen wenige Daten vor, die Situation dürfte sich aber ganz ähnlich darstellen.

Gefährdungsursachen: Die Belastung der Gewässer mit Nährstoffen, die Zerstörung der natürlichen Habitate durch Verbauungsmaßnahmen und die Veränderung der Fischfauna (zu geringe Dichte oder Fehlen von geeigneten Wirtsfischen) werden als Hauptursache für das Ausbleiben der Jungmuscheln vermutet.

Gewässereutrophierung: Neben direkter Abwassereinleitung spielt die diffuse Einschwemmung von Nährstoffen eine bedeutende Rolle, vor allem in jenen Gegenden, in denen die ursprüng-

lich ausgedehnten Aubereiche infolge der Landkultivierung auf ein Minimum, meist einen einreihigen Gehölzstreifen, reduziert wurden oder völlig fehlen. Neben diesem diffusen Eintrag erhöhen punktuelle Überwasser- und Entleerungsleitungen von Fischteichen sowie die Einleitung von Drainagewässern das Nährstoffangebot, wie in verschiedenen Untersuchungen immer wieder festgestellt wird (SILKENAT et al. 1991, ALTMÜLLER et al. 1998).

Der Eintrag von Nährstoffen und feinputikulärem Material führt zu vermehrten Abbauprozessen im Bodenschlamm und in weiterer Folge zur Sauerstoffzehrung im Lückenraumsystem der Gewässersohle (BAUER et al. 1980, BAUER & EICKE 1986). Jungmuscheln, die ihre ersten Lebensjahre in diesem Interstitial verbringen, ersticken infolge der Kombination von Sauerstoffverbrauch und Verstopfung der Lückenräume (BUDDENSIEK & RATZBOR 1995). BAUER et al. (1980) geben einen Nitratgehalt von 8-10 mg/l als Grenzwert für das Überleben von Jungmuscheln an.

Eintrag von Sand und Feinsediment: Eine verheerende Wirkung auf den Lebensraum der Jungmuscheln hat der erhöhte Eintrag von Sand und Feinsediment aus dem Gewässerumland. Je nach Korngröße und Anteil organischer Stoffe verklebt dieses Feinsediment das Interstitial (Sedimentlückenraum) oder es führt zur Sauerstoffzehrung infolge biologischer Abbauaktivität (BUDDENSIEK & RATZBOR 1995).

Muscheln können sich in Bereichen mit erhöhter Sandmobilität nur kurzfristig halten. Tiere in geschützten Bereichen zeigen dagegen nur sehr geringe Standortänderungen. Dies führt zu einer deutlichen Verkleinerung der für Bachmuscheln potenziell besiedelbaren Fläche. Daneben wirkt sich die Sanddrift vor allem verheerend auf die im Sediment lebenden juvenilen Muscheln aus (BUDDENSIEK, 1995).

Feinsedimenteintrag erfolgt vor allem infolge der Erosion aus Äckern, die unmittelbar an den Gewässerrand angrenzen und über Drainageleitungen. Eine weitere Gefährdung kommt höchstwahrscheinlich durch die Einschwemmung von Staub aus Gewerbe- und Straßenflächen hinzu. Dieser Staub kann eine Reihe von Substanzen und Partikeln mit toxischer Wirkung enthalten, welche die Muschel als filtrierende Organismen unmittelbar treffen.

Gewässerverbauung: Laufbegradigung mittels Uferbefestigung führt zur Vereinheitlichung der Gewässermorphologie. Die Breiten-Tiefen-Varianz wird extrem reduziert und die heterogenen Habitatbedingungen werden zerstört. Die gleichmäßige Strömung bewirkt eine Homogenisierung der Substratzusammensetzung an der Gewässersohle und führt zum Verlust von geeigneten Habitaten.

Die häufig auf einreihigen Baumbewuchs reduzierte Ufervegetation kann eine ausreichende Beschattung des Gewässers kaum gewährleisten. Dadurch erhöhen sich die sommerlichen Wassertemperaturen und infolge der mangelnden Beschattung tritt vermehrtes Algenwachstum auf (BAUER 1998). Sowohl Temperaturerhöhung wie auch starkes Algenwachstum können sich auf Jungmuscheln letal auswirken (HOCHWALD 1990).

Stauhaltungen und Unterbrechungen des Fließkontinuums: Stauhaltungen in Fließgewässern zerstören den Lebensraum von Muscheln durch Sedimentation und Ablagerung organischer Substanzen im Oberwasser (VAUGHN & TAYLOR 1999). Daneben verschlechtern sie infolge auftretender Sauerstoffzehrung die Wassergüte im Stauraum und wirken als Geschiebefallen. Wird dieses Geschiebe bei Stauraumspülungen mobilisiert, so „verstopfen“ die mittransportierten Feinsedimentpartikel das Lückenraumsystem flussabwärts über weite Strecken (RICHARDS & BACON 1994). Aber auch ohne Stauraumspülungen unterliegt der Unterwasserbereich enormen Veränderungen, beispielsweise im Temperaturregime oder Schwebstofftransport (LIGON et al. 1995).

Auch kleine Bauwerke wirken sich indirekt auf den Weiterbestand der Muscheln aus. Oft sind sie für juvenile Bachforellen, die Wirtsfische der Glochidien, nicht passierbar und stellen somit ein Verbreitungshindernis für Fisch und Muschel dar (VAUGHN & TAYLOR 1999).

Fressfeinde: Muscheln haben unter der heimischen Tierwelt so gut wie keine Feinde. Nur der aus Nordamerika eingeschleppte Bisam (*Ondatra zibethica* L.) und - regional - der im Donau-gebiet ursprünglich nicht heimische Aal werden den Beständen der Bachmuschel lokal gefährlich (HOCHWALD 1990).

Parasiten: Aus dem Innern der Teich- und Flussmuscheln sind viele Parasiten und Kommensalen nachgewiesen, die ein Entwicklungsstadium oder ihr ganzes Leben in der Muschel verbringen. Die meisten gehören zu den Saugwürmern (Trematoda) oder Fadenwürmern (Nematoda). Die heimischen Großmuscheln scheinen sie ohne sichtbare Beeinträchtigungen zu verkraften.

Arten aus der Wassermilbengattung *Unionicola* treten bei Fluss- und Teichmuscheln als Brutparasiten auf: Sie legen ihre Eier in die Einströmöffnung des Wirtstieres, von wo aus sie in die Kiemenhöhle gelangen. Dort entwickeln sich die jungen Milbenlarven. Die fertigen Larven verlassen ihren Wirt, kehren aber später für die Umwandlung zu einem weiteren Zwischenstadium und zur letzten Ausreifung zurück.

Fischereiwirtschaftliche Ursachen: Alle Maßnahmen, die das Wirtsfischangebot beeinträchtigen, wirken sich aufgrund der parasitären Lebensweise auf die Bachmuschel aus. Der Besatz mit ausländischen oder nicht standortgemäßen Fischarten stellt daher eine potenzielle Gefährdung dar.

Grundsätze für mögliche Artenschutz-, Pflege- und Erhaltungsmaßnahmen

Allgemein: Nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität (Bau oder Ausbau von Kläranlagen, Nachklärbecken o.ä., Überwachung und Kontrolle potenzieller Gefährdungsquellen, Verminderung von Nährstoff und Sedimenteinträgen aus Fischteichanlagen, Verminderung des Eintrags aus landwirtschaftlichen Flächen und die Anlage von breiten Uferschutzstreifen). Förderung eines natürlichen Bestandes an Wirtsfischen durch Aufbau und Erhalt eines standorttypischen Fischbestandes, Verzicht auf den Besatz mit nichtstandortgemäßen Fischarten, Schonzeiten für die befischbaren Wirtsfischarten (Döbel, Rotfeder, Flussbarsch) im Zeitraum der Infektion (April – Juli), Reduzierung von Bisambestände. Im Hinblick auf die kritische Bestandssituation (Rückgang, Überalterung) sind Maßnahmen an allen Muschelgewässern erforderlich. Durch eine Stützung des Bestandes durch künstliche Infektion geeigneter Wirtsfische könnte die Überlebenswahrscheinlichkeit der Larven entscheidend erhöht werden und die Ausbreitung von Beständen unterstützt werden.

Die Nachzucht von Jungmuscheln zur Erhaltung der Bestände sowie zur Wiederbesiedlung geeigneter Habitate bis zum Greifen geeigneter Maßnahmen (natürliches Jungmuschelaufkommen) wird dringend empfohlen. Zur nachhaltigen Verbesserung der Lebensraumbedingungen müssen längerfristig Maßnahmen im weiteren Einzugsgebiet getroffen werden: Umwandlung von Fichtenmonokulturen in naturnahe Laub(misch)wälder, extensive Landnutzung angrenzender Flächen (Uferschutzstreifen), Reduktion der Feinsediment- und Sandeinträge in die Gewässer durch Auflassen von Drainagen (bzw. Schaffung von Sedimentrückhaltebecken) und Erhöhung des Retentionsvermögens im Einzugsgebiet (Entschärfung von Hochwasserspitzen, gleichmäßigere Wasserführung im Jahresverlauf). Der Erhaltung, Sanierung und Pflege naturnaher Mühlbäche, in denen die Art vorkommt, kommt ebenfalls eine hohe Bedeutung zu, da diese wegen der stabilen Abfluss- und Substratverhältnisse oft die letzten Refugialräume für die Bachmuschel darstellen. Unterhaltungsmaßnahmen sollten nur unter größter Rücksichtnahme auf die Bachmuschelpopulation durchgeführt werden (kein vollständiges Ablassen, schonende Räumung etc.).

71.1.8 Verantwortung

Unio crassus ist als Art noch nicht akut vom Aussterben bedroht (siehe Einstufung IUCN Red Data Book). Die Verantwortlichkeit Österreichs ist daher für das Überleben der Art insgesamt als mäßig einzustufen. Allerdings sind die einzelnen Unterarten sehr unterschiedlich gefährdet.

Insbesondere *Unio crassus cytherea*, deren Vorkommen auf das obere Donaueinzugsgebiet beschränkt ist, ist in ihrem Bestand auch insgesamt stark gefährdet: Nur noch wenige Bestände im gesamten Verbreitungsgebiet zeigen noch annähernd natürlichen Populationsaufbau und natürliche Populationsdichte. Ähnlich dürfte die Situation bei *Unio crassus decurvatus* gelagert sein (allerdings gibt es dazu kaum Informationen). Für das Überleben dieser Unterarten ist die Verantwortlichkeit Österreichs deshalb als hoch einzustufen, bei *Unio crassus albensis* kann das Gefährdungspotenzial als geringer eingestuft werden.

71.1.9 Kartierung

Bei der Kartierung von Muschelbeständen in Fließgewässern ist es sinnvoll, zuerst stichprobenartige Untersuchungen durchzuführen, um die besiedelte Länge grob eingrenzen zu können und erst im Anschluss eine detailliertere Bestandesaufnahme im Bereich der Bestandesgrenzen durchzuführen. Die Begehung erfolgt dabei immer stromaufwärts, soweit möglich im Gewässer. Unter Zuhilfenahme von Schaugläsern wird das Bachbett nach lebenden Muscheln und Leerschalen abgesehen.

Bekannte Bestände sollten regelmäßig überprüft werden, um die Bestandesentwicklung bzw. den Einfluss von Umweltparametern auf die Populationen zu verfolgen.

Entscheidend für die Identifikation des Erhaltungszustandes von *U. crassus* neben der Bestandesgröße die Alterstruktur und die Mortalitätsrate:

Das Vorhandensein und der Anteil an juvenilen Muscheln gibt Auskunft darüber, ob in der jüngeren Vergangenheit eine erfolgreiche Reproduktion stattgefunden hat.

Eine weitere direkte Methode zur Kontrolle des Erhaltungszustandes ist die Ermittlung der Mortalitätsrate. Dazu müssen Muscheln mit Farbe markiert und nummeriert werden. Durch die individuelle Kennzeichnung ist es möglich die Absterberate direkt zu verfolgen. Bei einer jährlichen Kontrolle der markierten Muscheln kann ermittelt werden, ob die Mortalitätsrate im Bereich der natürlichen Mortalität oder darüber liegt.

71.1.10 Wissenslücken

Die **ökologischen Ansprüche** (Habitate, Toleranz gegenüber Verschmutzung etc.) der einzelnen Unterarten, insbesondere von *U. crassus decurvatus*, sowie die genauen Ursachen des starken Rückganges sind großteils nur unzureichend bekannt. Ebenso fehlen genauere Untersuchungen zum Wirtsfischspektrum im Freiland, bzw. die ev. unterschiedlich gute Eignung der Wirtsfische sowie der genaue Zeitpunkt der Infektion, welche ev. bei den einzelnen Unterarten sehr unterschiedlich sein könnten.

Die aktuelle **Verbreitung** von *U. crassus* ist österreichweit äußerst lückenhaft. Die Dokumentation beschränkt sich mit wenigen Ausnahmen auf ältere Fundangaben in der Literatur. Eine systematische Untersuchung gibt es nur für Kärnten (MILDNER & TROYER-MILDNER 1992) und die Südoststeirischen Grabenlandbäche (SACKL & TIEFENBACH 1994). Die restlichen Angaben sind vorwiegend auf Einzeluntersuchungen gestützt. Einzelne Untersuchungen in NÖ werden zwar derzeit durchgeführt, eine systematische Kartierung des potenziellen Verbreitungsgebietes wäre aber dringend notwendig.

Angewandter Artenschutz: Dem Autor sind keine Beispiele für erfolgreiche Schutzprojekte bekannt. Es gibt zwar viele Anhaltspunkte, um Verbesserungen vorzunehmen, auf Erfahrungen kann man sich dabei jedoch kaum stützen.

71.1.11 Literatur und Quellen

Literatur mit speziellem Österreich-Bezug

- BLUMREICH, J. 1936: Verzeichnis der Weichtiere Vorarlbergs. – *Alemannia N.F.* 2: 161-181
- CLESSIN, S., 1887: Die Molluskenfauna Österreich-Ungarns und der Schweiz. Bauer & Raspe, Nürnberg, 858pp.
- ESSL, F. 2000: Beitrag zur aktuellen und ehemaligen Verbreitung der Gemeinen Flußmuschel - *Unio crassus cytherea* Küster 1836 - und der Gemeinen Teichmuschel - *Anodonta anatina* (LINNAEUS 1758) - im östlichen Alpenvorland von Oberösterreich. *Nachrichtenblatt der ersten Vorarlberger Malakologischen Ges.* 8: 34-43.
- FITZINGER L.W., 1833: Systematisches Verzeichnis der im Erzherzogthume Österreichs vorkommenden Weichtiere. – *Beitrag Landeskd. Österr.* 3: 88-122.
- FRANK C., 1976a: Weichtiervergesellschaftungen aus den westl. und südwestl. Teilen der Steiermark. – *Mitt. dtsh. malak. Ges.* 3: 281-297.
- FRANK C., 1976b: Beiträge zur Ökologie und Biologie der Mollusken des Grazer Feldes und seiner Randgebiete. – *Mitt. dtsh. malak. Ges.* 3: 270-297.
- FRANK C., 1979: Ein Beitrag zur Molluskenfauna der Steiermark: Zusammenfassung der Untersuchungen während der Jahre 1865-1977. *Malak. Abh. Tierkd. Dresden* 6: 187-205.
- FRANK C., 1985a: Aquatische und terrestrische Mollusken der niederösterreichischen Donaugebiete und der angrenzenden Biotope. VIII. Das Leithagebiet von Erlach bis zur österreichischen Staatsgrenze. – *Inf. Soc. Belge Malac. Ser.* 13/3/4 : 70-185.
- FRANK C., 1985b: Aquatische und terrestrische Mollusken der niederösterreichischen Donaugebiete und der angrenzenden Biotope. VI. Die Donau von Wien bis zur Staatsgrenze, Teil 2. – *Z. angew. Zool.* 72: 257-303.
- FRANK C., 1986a: Zur Verbreitung der rezenten schalentragenden Land- und Wassermollusken Österreichs. *Linzer biol. Beitr.* 18: 445-526.
- FRANK C., 1986b: Die Molluskenfauna des Kamptales. – *Stud. u. Forsch. Niederösterr. Inst. Landeskd.* 9: 1-118.
- FRANK C., 1987: Aquatische und terrestrische Mollusken der niederösterreichischen Donaugebiete und der angrenzenden Biotope. VII. Die March von ihrem Eintritt in das österreichische Staatsgebiet bis zu ihrer Mündung in die Donau. – *Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmus.* 5: 13-121.
- FRANK C., 1988a: Molluskenfunde aus Carnuntum. – *Carnuntum Jb.* 1987: 15-54.
- FRANK C., 1988b: Aquatische und terrestrische Mollusken der niederösterreichischen Donaugebiete und der angrenzenden Biotope. XII. Das oberösterreichische Donautal von der österreichisch – deutschen Staatsgrenze bis Linz. – *Linzer Biol. Beiträge.* 20: 413-509.
- FRANK C., 1988c: Die Mollusken (Gastropoda et Bivalvia) des österreichischen Donautales. – *Soosiana* 16: 69-182.
- FRANK C., 1988d: Die Mollusken (Gastropoda et Bivalvia) des österreichischen Donautales. Fortsetzung. – *Soosiana* 17: 3-99.
- FRANK C., 1990: Ein Beitrag zu Molluskenfauna Österreichs. – *Jb. Landeskd. Niederösterr. N.F.* 54/55: 85-144.
- FRANK C. & P.L. REISCHÜTZ, 1991: Mollusca (Gastropoda et Bivalvia): Gefährdungsstufen in Österreich.
- GALLENSTEIN, H. 1895: Die Bivalven- und Gastropodenfauna Kärntens. – *Jb. Naturhist. Landesmus. Kärnten* 23: 1-67.
- HADL, G. & U. HUMPESECH, 1973: Arbeitsbericht über die limnologische Exkursion 1972 zum Längsee. 6. Die litorale und sublitorale Bodenfauna. *Carinthia II* 83: 255-259.

- KASTNER, K., 1950: Beitrag zur Molluskenfauna des Landes Salzburg. – Jber. Staats-Realschule Salzburg 1904/05: 3-40.
- KLEMM, W., 1950: Beitrag zur Kenntnis der Molluskenfauna Salzburgs. Die Gehäuseschnecken und Muscheln des Wallersees, seines Einzugsgebietes und seines Abflusses (Fischachtal). – Mitt. Haus der Natur Salzburg 1: 30-38.
- KLEMM, W., 1954: Gastropoda et Bivalvia. In: H.FRANZ (Hrsg.), Die Nordostalpen im Spiegel der Landtierwelt 1: 210-280, Innsbruck.
- KUCERAVY A. (1995): Mäkyse (Mollusca) Dolneho Pomoravia (Lvovensko). - Zbor.Slov.nar.Muz. (Pir. Vedy) 41:39-46, Bratislava.
- LAVOGLER, V., 1890: Schnecken und Muscheln in der Umgebung von Steyr. Jahresber. Staatsrealschule Steyr 1890: 3-81.
- MAHLER, F., 1946: Die gehäusetragenden Schnecken und Muscheln des Moorgebietes am Fuße des Unterberges. – Mitt. Ges. Landeskd. Salzburg (o. Bandzahl): 1-31
- MAHLER, F., 1949: Einfluss der Glanregulierung auf die Verbreitung der Molluskenfauna und Gestaltung der Gehäuse. In: K. SINNHUBER (Hrsg.), Die Glan bei Salzburg, 33-35, Amt der Landesregierung Salzburg. – Mitt. naturwiss. Arbgem. Salzburg.
- MAHLER, F., 1953: Beitrag zur Verbreitung und Ökologie der Großmuscheln im Lande Salzburg. Mitt. naturwiss. Arbgem. Haus der Natur Salzburg 3/3: 26-45.
- MILDNER, P. & TAURER M. (2003): Beitrag zur Unionidenfauna Kärntens (Mollusca: Bivalvia: Unionidae). Sonderdruck aus Rudolfinum - Jahrbuch des Ländesmuseums Kärnten: 417-446.
- MILDNER, P. & TROYER-MILDNER, J. 1992: Zur Bestandessituation der Flussmuschel, *Unio crassus cytherea* KÜSTER, 1833 (Mollusca, Unionidae), in Kärnten. – Carinthia II 182/102: 101-112.
- NAGL, K. O. (1988): Anatomische, morphologische und biologische Untersuchungen zur Taxonomie und Systematik der europäischen Unionacea (Mollusca: Bivalvia). - Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades, Universität des Landes Hessen.
- NESEMANN, H., 1989: Ein Lebendnachweis von *Unio crassus* PHILLIPSON 1788 im Hauptstrom der österreichischen Donau. Heldia 1: 195-196.
- REISCHÜTZ, P.L., 1973: Die Molluskenfauna der Wiener Auegebiete. – Mitt. dtsh. malak. Ges.: 2-11.
- REISCHÜTZ, P.L., 1977: Die Weichtiere des nördlichen Niederösterreich in zoogeographischer und ökologischer Sicht. Hausarb., Zool. Inst. Univ. Wien, 88p.
- REISCHÜTZ, P.L., 1980: Beiträge zur Molluskenfauna des Waldviertels. – Festschrift, 50-Jahr Feier Höbarthmuseum u. Museumsver. Horn 1930 – 1980; 259-275.
- REISCHÜTZ, P.L. & F. SEIDL, 1983: Gefährdungsstufen der Mollusken Österreichs. – Mitt. zool. Ges. Braunau 4: 117-128.
- REISCHÜTZ, P.L. & SACKL, P. (1991): Zur historischen und aktuellen Verbreitung der gemeinen Flußmuschel, *Unio crassus* Philipsson 1788 (Mollusca: Bivalvia: Unionidae), in Österreich. Linzer Biol. Beitr. 23/1: 213-232.
- RESSL, F.: 1983: Naturkunde des Bezirkes Scheibbs. – Die Tierwelt des Bezirkes Scheibbs, 2. Naturkd. Arbeitsgem. Bez. Scheibbs, 576pp.
- SACKL P. & O. TIEFENBACH: Neue Ergebnisse zur Verbreitung von Großmuscheln der Gattung *Unio* (Bivalvia: Unionidae) in den südoststeirischen Grabenlandbächen. - Nachr.bl. Ersten Vorarlberger Malak. Ges., 2: 29-41. Nachdruck in: Feldbacher Beiträge zur Heimatkunde der Südoststeiermark, 7: 22-33, 1998.
- SAUERZOPF, F., 1957: Das Neusiedlergebiet und seine Malakofauna. – Wiss. Arb. Burgenland 15: 1-47.
- SEIDL, F., 1973: Zur Molluskenfauna der Bezirke Braunau am Inn, Ried im Innkreis und Schärding, 4. – Mitt. zool. Ges. Braunau 1: 376-394.

- STARMÜHLNER, F., 1953: Die Molluskenfauna unserer Wienerwaldbäche. In PLESKOT (Hrsg.), Beiträge zur Limnologie der Wienerwaldbäche, 184-205, Wetter und Leben, Sonderheft 2, Wien.
- STARMÜHLNER, F., 1969: Die Schwechat. Ein Beitrag zur Kenntnis der Fließgewässer der Wiener Umgebung. – Verlag Notring, Wien.
- STROBEL, P., 1853: Anhang zu den Verzeichnissen der im Erzherzogthume Österreichs bisher entdeckten Land- und Flussschnecken der Herren Parrayss und J. Zelebor. – Verh. zool.bot. Ver. Wien 3: 106-112.
- WERNER, F., 1927: Zur Kenntnis der Fauna einer xerothermischen Lokalität in Niederösterreich (unteres Kampal). – Z. Morph. Ökol. Tiere 9: 1-94.
- ZELEBOR, J., 1851: Systematisches Verzeichnis der im Erzherzogthume Österreichs bisher entdeckten Land- und Süßwasser-Mollusken. – Ber. Mitt. Freunde Naturwiss. 7: 3-24.

Wichtige österreichische Datenquellen

Zobodat Linz, Naturhistorisches Museum Wien, Oberösterr. Landesmuseum Linz, Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum Graz, Kärntner Landesmuseum Klagenfurt, Sammlung Fritz Seidl, Braunau am Inn, Sammlung Peter L. Reischütz, Horn.

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art (im In- und Ausland)

Claus Stundner (St. Pölten, NÖ), Christa Frank (Wien), Peter Reischütz (Horn, NÖ), Peter Sackl (Graz, St), Paul Mildner (Klagenfurt, K), Markus Taurer (Klagenfurt, K), Gerhard Bauer (Freiburg, BRD), Karl-Otto Nagl (Bad Krozingen, BRD), Hochwald Susanne (Bayreuth, BRD), Hasko Nesemann (IN), Christoph Riegler (Wien), Michael Hanneschläger (Wien)

71.2 Indikatoren und Schwellenwerte

Vorbemerkung: Jene Qualitätskriterien die auf die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie bezogen sind, sind in Österreich mit der Wasserrechtsgesetz-Novelle 2003 (mit 22. Dez. 2003 in Kraft), im nationalen Recht verankert. Den biologischen Komponenten, welchen für die ökologische Bewertung besondere Bedeutung zukommt, werden auf einen **gewässertypischen Referenzzustand** bezogen. Der Referenzzustand eines Gewässertyps charakterisiert jene Verhältnisse, die nur sehr geringfügig (minimal) durch menschliche Aktivitäten verändert sind. Dieser gewässertypische, „weitgehend naturnahe Zustand“ (Zustandsklasse nach WRRL = I) stellt somit die Bezugsbasis für die ökologische Bewertung der Gewässer dar. Zustandsklasse II charakterisiert den „guten ökologischen Zustand, alle Zustandsklassen > II bedingen lt. Wasserrechtsgesetz bereits Handlungsbedarf.“

Die hydromorphologische Beurteilung bewertet ebenso die Abweichung vom gewässertypischen Referenzzustand und umfasst Wasserhaushalt (Abfluss und Abflusssdynamik, Verbindung zu Grundwasserkörpern), Durchgängigkeit des Flusses und morphologische Bedingungen (Laufentwicklung, Strömungsgeschwindigkeit, Tiefen- und Breitenvariation, Struktur und Substrat des Flussbetts, Struktur der Uferzone).

Die Arbeiten zur Anpassung und Ergänzung der bestehenden biologischen Bewertungsmethoden sind voll im Gange und müssen bis Ende 2004 abgeschlossen sein. Da es nicht sinnvoll erscheint, parallel ein eigenständiges Bewertungssystem zu erarbeiten, bzw. Methoden anzuwenden, welche mit Inkrafttreten der neuen Bewertungssysteme ihre Gültigkeit verlieren, wird bei den Bewertungskriterien für die FFH-Muschelarten auf diese verwiesen.

71.2.1 Indikatoren für Population/Habitat

Habitatindikatoren	A	B	C
Einzugsgebietsnutzung ⁵⁹	<20%	=20% =35%	>35%
Ökologische Gewässer-Zustandsklasse nach Wasserrahmenrichtlinie: Gesamtbeurteilung hydrologische Qualitätskomponente ⁶⁰	I	II	>II
Ökologische Gewässer-Zustandsklasse nach Wasserrahmenrichtlinie: Biologische Qualitätskomponente benthische Wirbellose Fauna	I	II	>II
Nitratstickstoff (mg/l) in der fließenden Welle	= 5	> 5 = 8	>8
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	>5.000	=1.000 = 5.000	<1.000
Populationsstruktur (Anteil auffindbarer Ind. < 6 Jahre)	= 25 %	= 10 % < 25 %	< 10 %
Wirtsfischspektrum/-dichte: Ökologische Zustandsklasse der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna nach WRRL	I	II	>II

71.2.2 Indikatoren für das Gebiet

	A	B	C
Bedeutung des Gebietes für Österreich (Individuenzahl in % des Gesamtvorkommens in Österreich)	= 30 %	=10 <30 %	< 10 %
Einstufung der Gefähr-	keine Gefährdungen er-	geringfügige Gefährdun-	Populationen gefährdet (o-

⁵⁹ Anteil landwirtschaftlich intensiv genutzter Flächen im Einzugsgebiet (Ackerbau) inkl. reiner Fichtenforstbestände (Bewertung soweit aufgrund der Einzugsgebietsgröße möglich)

⁶⁰ da bei größeren Einzugsgebieten das Erheben der Gebietsnutzung wegen des großen Aufwandes bzw. des Fehlens von Daten kaum möglich ist, kann der Indikator „Ökologische Zustandsklasse nach Wasserrahmenrichtlinie: Gesamtbeurteilung Hydrologische Qualitätskomponente“ an Stelle des Indikators „Einzugsgebietsnutzung“ verwendet werden.

dungssituation im Gebiet	sichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend)	gen	der rückgängig)
--------------------------	---	-----	-----------------

71.3 Bewertungsanleitung

71.3.1 Bewertungsanleitung für Population/Habitat

<i>Populationsgröße</i>	<i>Populationsstruktur</i>	<i>Gesamt (aktuelle Situation)</i>
A	A	A
A	B	B
A	C	C
B	A	A
B	B	B
B	C	C
C	A	B
C	B	B
C	C	C

<i>Gesamt (aktuelle Situation)</i>	<i>Biologische Qualitätskomponente Fischfauna (nach WRRL)</i>	<i>Gesamtbewertung (Population)</i>
A	A	A
A	B	B
A	C	B
B	A	B
B	B	B
B	C	C
B	C	C
C	A	C
C	B	C
C	C	C

<i>Einzugsgebietenutzung/ Gesamtbeurteilung Hydrologische Qualitätskomponente nach WRRL</i>	<i>Beurteilung der biologischen Qualitätskomponente Benthische Wirbellose Fauna WRRL</i>	<i>Gesamtbewertung (Habitat)</i>
A	A	A
A	B	B

A	C	B
B	A	B
B	B	B
B	C	C
C	A	B
C	B	C
C	C	C

<i>Gesamtbewertung Population</i>	<i>Gesamtbewertung Habitat</i>	<i>Gesamtbewertung (Population/Habitat)</i>
A	A	A
A	B	B
A	C	B
B	A	B
B	B	B
B	C	B
C	A	C
C	B	C
C	C	C

71.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

<i>Bedeutung des Gebietes für die österreichischen Populationen</i>	<i>Einstufung der Gefährdungssituation im Gebiet</i>	<i>Gesamtbewertung (Gebiet)</i>
A	A	A
A	B	B
A	C	B
B	A	A
B	B	B
B	C	B
C	A	B
C	B	B
C	C	C

GEFÄSSPFLANZEN

Bearbeiter: Dr. Luise Schratt-Ehrendorfer & Mag. Corinna Schmiderer (Univ. Wien)

72 1419 BOTRYCHIUM SIMPLEX (E. HITCHCOCK)

72.1 Schutzobjektsteckbrief

72.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Einfacher Rautenfarn

Synonyme: *Botrychium kannenbergii* Kinsm., *B. reuteri* Payot

72.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Ophioglossopsida, Ophioglossales, Ophioglossaceae

Merkmale (vor allem nach BENNERT, 1999): *Botrychium simplex* wird nur (0,2–)2–15 cm hoch. Die Pflanzen treten stets einzeln auf und besitzen nur ein sommergrünes Blatt, das in einen unfruchtbaren und einen sporentragenden Abschnitt gegliedert ist. Der unfruchtbare Blattabschnitt trennt sich bereits 0,5–2 cm oberhalb der Stielbasis vom sterilen Blattabschnitt. Die Stielbasis ist oft von Resten vorjähriger Blätter eingehüllt. Der sterile Blattabschnitt ist deutlich gestielt, gelbgrün bis schwach blaugrün und in der Form sehr vielgestaltig. Die Blattspreite ist ungeteilt, dreiteilig bis dreilappig oder einfach-fiederteilig bis -fiederschnittig. Sie setzt sich aus ein bis vier Paar rundlichen, ei- oder nierenförmigen Abschnitten zusammen, die ganzrandig oder am Außenrand gewellt, gekerbt oder auch eingeschnitten sind. Die Spreite kann sehr selten auch unzerteilt oder mehrteilig sein. Der fertile Teil ist ebenfalls gestielt, einfach bis doppelt gefiedert und trägt oft nur 5–12 Sporangien. Die Sporangien sind gelb, bei der Reife rotbraun. Die Sporengröße beträgt (38–)42(–46) µm.

Chromosomenzahl: $2n = 90$ (WAGNER, 1955; Material aus Nordamerika/Michigan)

Verwechslungsmöglichkeit: Mit der weitverbreiteten und häufigen *B. lunaria*, bei der aber der vegetative Blattabschnitt scheinbar im mittleren Drittel der Pflanze abzweigt und nicht im untersten (oder selten auch obersten Drittel) wie bei *Botrychium simplex*.

72.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Botrychium simplex ist ein kleinwüchsiger und somit konkurrenzschwacher Vertreter einer albertümlichen Farngruppe. Im Generationswechsel lösen sich die vorherrschende sporophytische Generation und der gametophytische Vorkeim einander ab.

Sporophyt (diploide Generation; bildet die charakteristischen sterilen und fertilen Blattabschnitte): *Botrychium simplex* ist ein sommergrüner, geophytisch lebender Farn mit einem kurzen Rhizom. Die Pflanzen entwickeln sich je nach Höhenlage ab Mai und ziehen wenige Wochen später nach der Sporenreife wieder ein. Bei den österreichischen Vorkommen in den Ötztaler Alpen setzt die Sporenreife zwischen Ende Juli und Anfang August ein. Je nach Witterung, bei Trockenheit früher, ziehen die Pflanzen dann bereits Mitte bis Ende August wieder ein und sind dann oberirdisch nicht mehr zu beobachten (HORN & KORNECK, 2003). Die Sporophyten und Populationen von Arten der Untergattung *Botrychium*, zu der *Botrychium simplex* zählt, gelten als kurzlebig.

Sporen: Alle Sporen von *Botrychium simplex* sind gleichartig ausgebildet und so klein, dass sie vom Wind weit ausgebreitet werden können. Sie sind Dunkelkeimer, keimen nur bei Anwesenheit von Pilzen als Symbionten SCHMID, E. & OBERWINKLER, F. (1994) und bilden die Vorkeime (= Prothallien). Die Keimungsrate ist niedrig und der Keimungsverlauf ist wesentlich geringer als bei Lichtkeimern.

Vorkeim (haploide Generation; = Gametophyt, = Prothallium): Der chlorophyllfreie Vorkeim ist wie bei den meisten Farnen selbstständig ausgebildet, lebt unterirdisch in Symbiose mit Pilzen (Mykorrhiza) und benötigt für seine Entwicklung längere Zeiträume. LESCIA & AHLENSLAGER (1996) meinen, dass die Prothallien und die unterirdischen Jugendstadien in ihrer Bedeutung den Samenbanken der Blütenpflanzen entsprechen könnten und so eine wichtige Rolle für die Populationsdynamik spielen. Zwischen der Befruchtung und der Ausbildung des ersten oberirdischen Organs können bei den bisher untersuchten *Botrychium*-Arten bis zu zehn Jahre vergehen (MULLER, 1993). Der Gametophyt ist daher möglicherweise besonders langlebig (BENNERT, 1999).

Wenn mehrere *Botrychium*-Arten miteinander im selben Gebiet wachsen, kann es trotz vorherrschender Selbstbefruchtung zur Bildung von Hybriden kommen. Im Gegensatz zu Nordamerika wurden aber bisher aus Europa keine Hybriden unter Beteiligung von *Botrychium simplex* bekannt.

72.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Botrychium simplex ist eine azidophile, feuchtigkeitsliebende Farnpflanze lückiger und kurzrasiger Pflanzengesellschaften auf nährstoffarmen und wechselfeuchten bis anmoorigen bzw. quelligen Standorten (HORN & KORNECK, 2003).

Die Art besiedelt unter anderem beweidete Strandrasen an den Meeresküsten Skandinaviens (CEDERBERG & LÖFROTH, 2000), bodensaure, wechselfeuchte Magerrasen, Borstgrasrasen und *Calluna*-Heiden des Norddeutschen Flachlandes (BENNERT, 1999), sowie mehr oder weniger feuchte, bodensaure Rasengesellschaften in den Zentralalpen (MELZER, 1990; HORN & KORNECK, 2003) in bis zu 2300 m Seehöhe. Die Höhenamplitude der Art reicht also von der planar-kollinen bis in die alpine Stufe. Historische Wuchsplätze waren in Deutschland außerdem feuchte Dünentäler, feuchte Wiesen, kurzrasige Triften an Fluss- und Seeufern, thermophile Trockenrasen sowie Sekundärstandorte wie Sandgruben, Bahnböschungen und alte Bergwerkshalden (BENNERT, 1999). OBERDORFER (2001) gibt als Gesellschaftsanschluss der Art die Nardo-Callunetea (Borstgrasrasen- und Zwergstrauchheiden) an. Ihnen werden auch die Torfbinsen-Borstgrasrasen (*Juncetum squarrosi*) zugeordnet, in denen *Botrychium simplex* an seinem derzeit einzig bekannten deutschen Fundort überwiegend wächst (BENNERT, 1999).

Während der einzige aktuelle Wuchsort von *Botrychium simplex* in Deutschland auf etwa 125 m Seehöhe liegt (BENNERT, 1999), existieren aus Österreich nur Angaben für die subalpine und alpine Stufe. Ein österreichisches Vorkommen von *Botrychium simplex* in den Gurktaler Alpen gibt MELZER (1990) für „eine anmoorige Stelle nahe einem Quellbächlein in ungefähr 1900 m Seehöhe“ an [Präzisierung durch HORN & KORNECK, 2003: 1835 m s.m.]. Als Begleitarten werden in dem lückigen Flachmoor u. a. die feuchtigkeitsliebenden Arten *Selaginella selaginoides*, *Cardamine rivularis*, *Salix retusa*, *Parnassia palustris*, *Gentiana bavarica*, *Pinguicula vulgaris*, *Crepis aurea*, *Tofieldia pusilla*, *Luzula sudetica*, *Carex nigra*, *C. oederi* und *Festuca nigrescens* angeführt. Bereits nach dem Verschwinden von *Botrychium simplex* an diesem Wuchsort (vgl. 4.1.6) erstellten HORN & KORNECK (2003) 1996 eine Vegetationsaufnahme, die sie zum Parnassio-Caricetum fuscae (Sumpferzblatt-Braunseggen-Rasen) stellen. Auf einer nahegelegenen Alm in 1910 m Seehöhe wurde die Art auf einem *Carex nigra*-Bult in einem Flachmoor beobachtet (R. Karl, in HORN & KORNECK, 2003).

HORN & KORNECK (2003) nennen *Botrychium simplex* für die Ötztaler Alpen aus Höhenlagen zwischen 2130 m s. m. und 2330 m s. m., wo die Art den oberen Grenzbereich der bislang bekannten Höhenverbreitung in Europa erlangt. Sie ermittelten folgende standortsökologische Kennwerte: Die Wuchsorte sind schwach bis stark geneigt und ost-, südost-, süd- oder südwestexponiert. Die Böden sind sandige bis schluffige Lehm- und Tonböden, die einen Humus-

gehalt von 3,70 % bis 17,36 % aufweisen und überwiegend stark humos bzw. anmoorig sind. Die meist durchsickerten oder überrieselten Böden sind feucht bis nass, stark bis mäßig sauer (pH-Werte zwischen 4,8 und 5,9) und arm an Stickstoff (N_t -Gehalte zwischen 0,17 % und 0,58 %) und Kohlenstoff (C_t -Gehalte zwischen 1,85 % und 8,68 %). Das C/N-Verhältnis liegt zwischen 10,9 und 16,8 und zeigt die hohe Humusqualität der Böden sowie die gute Stickstoffverfügbarkeit für Pflanzen an. Den von MELZER (1990) entdeckten, aktuell aber nicht bestätigten Standort in den Gurktaler Alpen charakterisieren HORN & KORNECK (2003) im Vergleich so: 1835 m s. m. Seehöhe, Neigung 5°, nordostexponiert. Der Boden ist ein mäßig nasser, schluffiger Ton mit einem nur schwach humosen Oberboden. Er ist mäßig sauer (pH-Wert 6,2) und sehr arm an Stickstoff (N_t -Gehalt 0,08 %) und Kohlenstoff (C_t -Gehalt 0,83 %). Das C/N-Verhältnis liegt bei 10,3. Sowohl in den Öztaler- wie auch in den Gurktaler Alpen beträgt der relative Lichtgenuss 100 %.

Nach HORN & KORNECK (2003) wächst *Botrychium simplex* in den Öztaler Alpen in lückigen Caricetum frigidae-Rasen, wie sie vor allem an überrieselten Gneisfelsen vorkommen. Die meisten Vorkommen liegen aber in lückigen Nardeten über mehr oder weniger sickerfeuchten, teils anmoorigen Böden über Gneis. Diese Borstgras-Rasen werden von HORN & KORNECK (2003) dem Geo montani-Nardetum strictae Lüdi 1948 zugeordnet. Diese Assoziation wird in den Aufnahmen mit einer Ausnahme durch die Subassoziation trifolietosum repräsentiert, die zu Weiderasen vermittelt.

Botrychium simplex reagiert empfindlich auf ungünstige Witterungsperioden während der Wachstumsphase. Im Norddeutschen Flachland verwelkten die Sporangien in einem trockenen Jahr noch vor der Reife. In einem feuchten Jahr waren die Sporen nicht zur Reife gekommen, als die Pflanze bereits einzuziehen begann (BENNERT, 1999).

FFH-Lebensraumtyp: 6150 Boreo-alpines Grasland

Ökologische Zeigerwerte (LANDOLT, 1977): F4 R2 N2 H3 D4 L4 T2 K2

72.1.5 Populationsökologie

Botrychium simplex ist wegen seiner Kleinheit eine besonders konkurrenzschwache Art. Da ein Rhizom mehrere Blätter hervorbringen kann, stehen häufig mehrere Triebe dicht nebeneinander und bilden kleine Gruppen (BENNERT et al., 2003). Es ist daher nur annäherungsweise möglich auf die Zahl der Individuen an einem Standort zu schließen. *Botrychium simplex* tritt in ganz Europa nur äußerst sporadisch, immer in kleinen Populationen oder mit nur wenigen Individuen auf. Für manche Lokalitäten werden überhaupt nur vorübergehend beobachtete Vorkommen angegeben (CLAUSEN, 1938). In Skandinavien tritt *Botrychium simplex* besonders unbeständig auf. Die Art konnte an manchen Wuchsorten lange Zeit nicht beobachtet werden, um Jahrzehnte später wieder an den bekannten Lokalitäten zu erscheinen (ØLLGAARD & TIND, 1993). Für eine Art mit geophytischer, ausdauernder Lebensweise ist das verwunderlich. CLAUSEN (1938) führt dieses Verhalten darauf zurück, dass *Botrychium simplex* meist Kolonien aus gleichaltrigen Pflanzen bildet, die sich unter günstigen Bedingungen gleichzeitig ansiedeln, um unter ungünstigeren Bedingungen dann auch wieder gleichzeitig vom Standort zu verschwinden. Da die Pflanze sehr unauffällig ist, könnte sie aber oft auch übersehen werden, oder wie manche geophytisch wachsende Orchideen nicht jedes Jahr Sprosse ausbilden. Farnsporen sind im allgemeinen sehr langlebig. Es ist daher durchaus möglich, dass sich auch bei *Botrychium simplex* verschollene Populationen aus seit Jahrzehnten im Boden lagernden Sporen wieder erneuern (ØLLGAARD & TIND, 1993).

Das einzige aktuelle Vorkommen im Norddeutschen Flachland setzte sich 1994 aus vier eng beieinanderliegenden Teilpopulationen, die insgesamt etwa 450 Blättern auf 454 m² hervorbrachten, zusammen (BENNERT, 1999). Beobachtungen über acht Jahre in Deutschland zeigten, dass die Population auch hier beträchtliche Schwankungen mitmachen. Teilweise kamen ungünstige Witterungsverläufe als Ursache in Frage, oder die Wuchsorte wurden durch Wild-

schweine oder Befahrung beeinträchtigt. In anderen Jahren konnten keine augenscheinliche Gründe für den Rückgang der Population ausgemacht werden. Im Jahr 2001 konnten nach einer schwankenden Populationsentwicklung in den vorhergehenden Jahren nur mehr 72 Blätter gezählt werden (BENNERT, 1999; BENNERT et al., 1993).

In den Öztaler Alpen tritt *Botrychium simplex* nach HORN & KORNECK (2003) als Einzelpflanze, in kleineren Gruppen mit fünf bis 30 Exemplaren oder in großen Populationen mit mindestens 300 Pflanzen auf. Im Jahr 2002 wurden an allen dort bekannten Lokalitäten insgesamt ca. 620 Blätter gezählt, von denen angenommen wird, dass sie zu mindestens 400 verschiedenen Individuen gehören. Nur etwa 5 % der Blätter waren kleinwüchsig und steril, was vermutlich auf das geringe Alter der Sporophyten zurückgeführt werden kann. Die Pflanzengröße schwankte zwischen 0,2 und 13 cm, wobei bereits Blätter von nur 9 mm Höhe Sporangien ausbildeten. Im mittleren Rofental erfuhr eine Population als Folge von natürlichen Erosionsvorgängen einen deutlichen Bestandesrückgang: wo 1996 noch mindestens 60 überwiegend kräftige Pflanzen wuchsen, konnten 2002 nach Austrocknungsvorgängen des Bodens nur noch 12 kümmerliche Exemplare festgestellt werden. Dagegen erwiesen sich alle übrigen Populationen zwischen 1996 und 2002 als stabil und zeigten keine nennenswerten Populationsschwankungen. Während der niederschlagsreiche Sommer 2002 für das Wachstum von *Botrychium simplex* sehr günstig war, entwickelten sich im außerordentlich trockenen Sommer 2003 an den Wuchsorten entweder überhaupt keine oder nur sehr wenige Individuen, von denen etliche bereits vor der Sporenreife vertrockneten. Dass insbesondere bei *Botrychium simplex* einjährige oder auch mehrjährige Ruhepausen auftreten, in denen keine oder nur wenige oberirdische Organe ausgebildet werden, ist auch aus anderen Gebieten bekannt (z. B. BENNERT, 1999). Als Auslöser kommen natürliche Umwelteinflüsse wie Trockenstress (z. B. BENNERT, 1999) oder Standortveränderungen als Folge von Erosion (HORN & KORNECK, 2003) in Frage.

72.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1965): temp – (b)·oz_{(1)–2} **Eur + Am**

Florenelement in Europa (MEUSEL et al., 1965): (alpisch/demontan) + sund – balt

Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Nur Alpine Region

Vorkommen in den Bundesländern: T, St

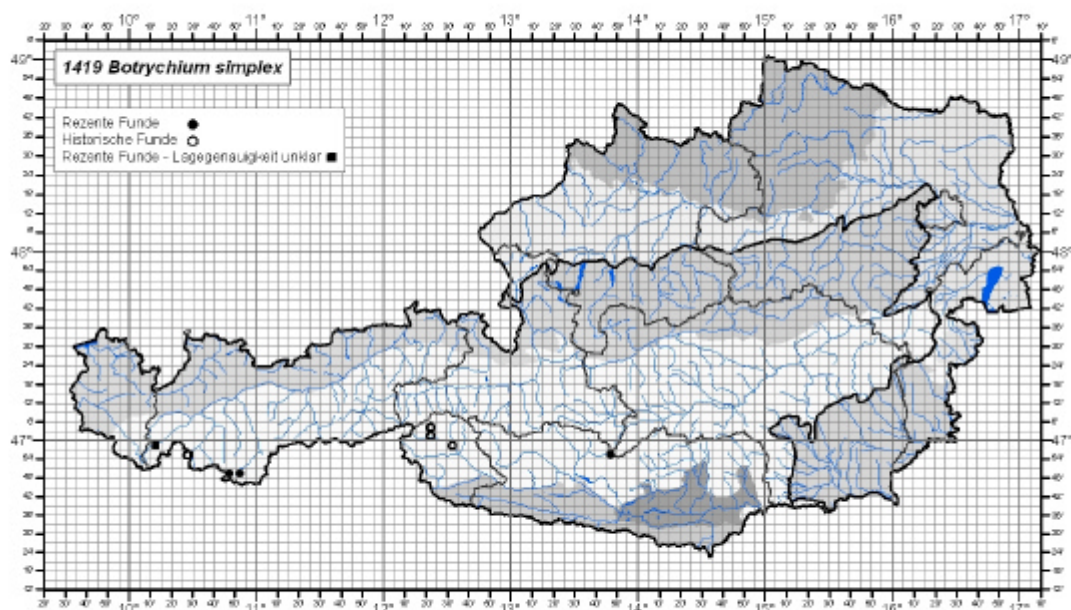
Das Areal von *Botrychium simplex* erstreckt sich von der gemäßigten bis in die kühl-gemäßigte Zone. Das Arealzentrum befindet sich im temperaten Nordamerika östlich der Großen Seen und in den mittleren Rocky Mountains (TUTIN et al., 1993). Angaben aus Japan gelten als fraglich (HORN & KORNECK, 2003). Die nördlichsten Vorkommen hat die Art an der Südspitze Grönlands (WAGNER & WAGNER, 1993). In **Europa** besitzt *Botrychium simplex* zwei Teilareale. Das nördliche Teilareal erstreckt sich südlich 66°n. Br. von Island, Skandinavien und das Baltische Gebiet bis nach Nordrussland und reicht südlich bis Dänemark, Norddeutschland und Thüringen. Das zweite Teilareal enthält die mitteleuropäischen Gebirge, südlich bis zu den Pyrenäen, Norditalien, und Slowenien. Die zwei südlichsten Fundpunkte liegen in Korsika (JALAS & SUOMINEN, 1972) und Nordwest-Griechenland (TUTIN, 1993). Diese Gebirgsvorkommen treten immer sehr punktuell auf und gelten als Glazialrelikte.

In Österreich liegen alle Fundpunkte von *Botrychium simplex* in den Zentralalpen. KERNER (1882) nannte die Art erstmals für Österreich von zwei Lokalitäten bei Matrei in Osttirol (Dorfer Alm bei Prägraten, Berger Alm bei Virgen). JANCHEN (1956–1967) führt einen Nachweis von H. GAMS aus den Öztaler Alpen ohne geographische Präzisierung an. 1988 entdeckte MELZER (1990) auf der steirischen Stangalpe bei Turrach (Gurktaler Alpen) eine aus etwa 15 Individuen (Melzer, in HORN & KORNECK, 2003) bestehende, kleine Population von *Botrychium simplex*, das zu dieser Zeit in **Österreich** als ausgestorben bzw. verschollen geführt wurde. 1990 war die Art an dieser Stelle durch Besammlung aber auch schon wieder verschwunden (HORN &

STOOR, 1995). 1993 konnte aus der südöstlichen Umgebung der nahegelegenen Winkleralm an der Nordseite des Rinsennocks ein weiterer Nachweis erbracht werden (R. Karl, in HORN & KORNECK, 2003). HORN & KORNECK (2003) beschreiben, erstmals seit dem Fund von H. Gams, detailliert fünf neuentdeckte Standorte aus den Jahren 1996–2002 in den Öztaler Alpen (Rofental und Niedertal SW bzw. S Vent). Ein ehemaliges Vorkommen bei Finstermünz (CHRIST, 1900) ist nicht belegt. HORN & KORNECK (2003) vermuten, dass eine von DOSTAL (1984) fälschlich der Schweiz zugeordnete Angabe „Nauders“ ebenfalls auf Finstermünz zu beziehen ist. Eine Angabe für die Karawanken (LEUTE, 1967) beruht auf einer Verwechslung mit einem kleinwüchsigen Individuum von *Botrychium lunaria* (H. Niklfeld, mündl. Mitteilung).

Die folgende Aufstellung fasst nach HORN & KORNECK (2003) die bisherigen Funde von *Botrychium simplex* und deren Beobachtungsjahre in Österreich zusammen:

Berger Alm bei Virgen (Osttirol): etwa um 1880, Fuß des Zunig bei Matrei in Osttirol: etwa um 1880, Dorfer Alm bei Prägraten: etwa um 1880, Schlucht von Finstermünz vor dem kleinen Tunnel, Nauderser Seite: 1891, Turracher Höhe [Stangalpe], Gurktaler Alpen: 1988, Nähe Winkler Alm, Gurktaler Alpen: 1993, Lareintal bei Galtür [unveröff., nicht abgesichert]: 1998, Mittleres Rofental südwestlich Vent, 3 Vorkommen, 1996 und 2002, Hinteres Rofental südwestlich Vent, 1989 und 1996, Niedertal südlich Vent: 2002



Stand März 2004

umweltbundesamt

72.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: —

ECE: —

Österreich: vom Aussterben bedroht (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

In der 1. Fassung der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Österreichs (NIKL FELD et al., 1986) wurde *Botrychium simplex* für „ausgerottet, ausgestorben oder ver-

schwunden“ gehalten. Aufgrund einiger weniger, danach neu entdeckter, individuenarmer Populationen wird die Art in der 2. Fassung der Roten Liste als „vom Aussterben bedroht“ geführt (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999). Die neuesten Funde in den Öztaler Alpen (HORN & KORNECK, 2003) legen für eine künftige aktualisierte Fassung nahe, die Art in Übereinstimmung mit K. Horn und D. Korneck (K. Horn, mündl. Mitteilung) in die Stufe „2“ als „stark gefährdet“ einzustufen.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Schutzstatus in Österreich: noch unzureichend

Naturschutzverordnungen in den Bundesländern (Stand 1998)

S: vollkommen geschützt, K: nicht geschützt.

Entwicklungstendenzen: *Botrychium simplex* ist in Europa seit jeher eine seltene Art. In den letzten Jahrzehnten musste sie fast in ihrem gesamten europäischen Verbreitungsgebiet, insbesondere auch in Skandinavien und in den baltischen Staaten, empfindliche Rückgänge hinnehmen. *Botrychium simplex* verfügt heute nur über etwas mehr als 20 aktuelle Vorkommen (JALAS & SUOMINEN, 1972; JÄGER & HOFMANN, 1997; HORN & KORNECK, 2003).

In Deutschland, wo *Botrychium simplex* in Tieflagen siedelt, galt die Art mit 10 historischen Vorkommen vorwiegend aus dem 19. Jahrhundert (HORN & KORNECK, 2003), bereits als ausgestorben, bis vor einigen Jahren in Nordrhein-Westfalen ein neuer Nachweis gelang (SONNEBORN & SONNEBORN, 1994). Für Deutschland werden Eutrophierung und Verbuschung von Magerrasen, Aufgabe von Heidenutzung, Aufhören kleinflächiger Bodenverwundungen sowie die aus den reproduktionsbiologischen Besonderheiten der Art abzuleitenden biologischen Risikofaktoren als Gefährdungsursachen angegeben (BENNERT, 1999; 2000).

Gefährdungsursachen: In Österreich wurde die winzige Population in der Steiermark (MELZER, 1990) möglicherweise durch einen Pflanzensammler geplündert (HORN & STOOR, 1995) und scheint daraufhin erloschen zu sein (HORN & KORNECK, 2003; Melzer, mündl. Mitteilung, glaubt allerdings nicht an die Besammlung des Standortes). Für die alpinen Wuchsorte kommt außer Besammlung vor allem Aufgabe der Beweidung der Almen und Wiederbewaldung der Habitate als Gefährdungsursache in Frage. HORN & KORNECK (2003) sehen für die vitalen Populationen in den Öztaler Alpen bei Beibehaltung der traditionellen Bewirtschaftung allerdings keine unmittelbare konkrete Gefährdung. Die spezifischen biologischen Gefährdungsursachen (Konkurrenzschwäche, störungsempfindlicher Generationswechsel, Empfindlichkeit gegen Witterungseinflüsse, ...) gelten aber naturgemäß auch für Österreich.

72.1.8 Verantwortung Österreichs

Die österreichischen Populationen von *Botrychium simplex* besitzen neben den isländischen (P. Struck, unveröffentl., über Mitteilung von H. Melzer) wegen ihres relativen Individuenreichtums europaweit herausragende Bedeutung und finden selbst in Skandinavien keine Entsprechung (HORN & KORNECK, 2003). Österreich kommt somit eine herausragende Verantwortung für die Erhaltung der Art in Europa zu. Alpine Vorkommen sind außerdem sicherlich weniger stark gefährdet als Vorkommen in anthropogen intensiver genutzten Tieflagen in vielen anderen Gebieten des europäischen Areals. So sind zum Beispiel Tieflagen-Vorkommen von *Botrychium simplex* in Deutschland (BENNERT, 1999) oder Polen (KAZMIERCZAKOWA & ZARZYKI, 2001) im Lauf des 20. Jahrhunderts fast vollständig verschwunden.

72.1.9 Kartierung

Botrychium simplex ist die kleinste unter den Rautenfarnen und wird daher besonders leicht übersehen und kann nur „auf allen Vieren“ gefunden werden (MELZER, 1990). Bedenkt man noch die Weitläufigkeit des alpinen Geländes und das unbeständige Auftreten der Art, so er-

scheint die Entdeckung weiterer Fundorte nicht unwahrscheinlich. Andererseits erbrachten selbst tagelange Suchaktionen einer Reihe von Farnforschern und floristisch interessierten Botanikern an den ehemaligen österreichischen Standorten in Osttirol keine Wiederfunde des unauffälligen Farns.

72.1.10 Wissenslücken

Viele der biologischen Daten für *Botrychium simplex* müssen aus der Beobachtung verwandter Arten abgeleitet werden. Es wäre daher wünschenswert, mehr Wissen aus direkten Beobachtungen und Untersuchungen der Art gewinnen zu können.

HORN & KORNECK (2003) betonen die Bedeutung der Ötztaler Vorkommen von *Botrychium simplex* im europäischen Maßstab. Als Fortsetzung ihrer populationsbiologischen Ausgangserhebungen regen sie zur langfristigen Sicherung der Wuchsorte eine regelmäßige Kontrolle der Bestände in Form eines Populationsmonitorings an.

72.1.11 Literatur und Quellen

- BENNERT, H. W. (1999): Die seltenen und gefährdeten Farnpflanzen Deutschlands — Biologie, Verbreitung, Schutz. Unter Mitarbeit von HOORN, K., BENEMANN, J. & HEISER, T. — Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- BENNERT, H. W. (2000): Risk assessment in German pteridophytes — Methods and results of a field survey. — Zeitschr. Ökologie Naturschutz, 9(1/2): 27–34.
- BENNERT, H. W., SONNEBORN, I., SONNEBORN, W. & HOORN, K. (2003): Bestandsdynamik, Ökologie und Soziologie von *Botrychium simplex* in der Senne (Nordrhein-Westfalen). — Abh. Westf. Mus. Naturk. 65 (1/2): 31–42.
- CEDERBERG, B. & LÖFROTH, M. (2000): Svenska djur och växter. — ArtDatabanken, SLU Uppsala.
- CHRIST, H. (1900): Die Farnkräuter der Schweiz. Beiträge zur Kryptogamenflora der Schweiz. 1/2. — Wyss, Bern.
- CLAUSEN, R. T. (1938): A Monograph of the *Ophioglossaceae*. — Mem. Torrey Bot. Club 19/2: 177 S.
- DOSTÁL, J. (1984): Familie *Ophioglossaceae*, Rautenfarngewächse. — In: HEGI, G. [Begr.] Illustrierte Flora von Mitteleuropa 1/1 (3. Aufl.): *Pteridophyta*: 84–98. — Parey, Berlin, Hamburg.
- HORN & KORNECK, (2003): Die Einfache Mondraute (*Botrychium simplex* E. Hitchcock) in Tirol. — Wulfenia, Bd. 10: 145–169.
- HORN, K. & STOOR, A. M. (1995): Pflanzensammeln contra Artenschutz — drei Fallbeispiele. — Ber. Bayer. Bot. Ges., Bd. 65: 143–146.
- JÄGER, E. J. & HOFFMANN, M. H. (1997): Schutzwürdigkeit von Gefäßpflanzen aus der Sicht der Gesamtareale. — Zeitschr. Ökologie und Naturschutz 6(4): 225–232.
- JALAS, J. & SUOMINEN, J. [eds.] (1972): Atlas Florae Europaeae 1: *Pteridophyta* (*Psilotaceae* to *Azollaceae*). — The Committee for Mapping the Flora of Europe and Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki.
- JANCHEN, E. (1956–1967): Catalogus Florae Austriae I: Pteridophyten und Anthophyten (Farne und Blütenpflanzen). Heft 4 (1960) [„1959“]. — Springer-Verlag, Wien.
- KAZMIERCZAKOWA, R. & ZARZYCKI, K. [eds.] (2001): Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe [Polish red data book of plants. Pteridophytes and flowering plants]. — Instytut Botaniki im. W. Szafera, Instytut Ochrony Przyrody, Polska Akademia Nauk, Krakow.
- KERNER, A. (1882): Schedae ad Floram exsiccatam Austro-Hungaricam 2. — Frick, Vindobonae.
- LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. — Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 64: 1–208.

- LESCIA, P. & AHLENSLAGER, K. (1996): Demography and Life history of three sympatric species of *Botrychium* subg. *Botrychium* in Waterton Lakes National Park, Alberta. – *Can. Journ. Bot.* 74: 538–543.
- LEUTE, G. H. (1967): Nachträge zur Flora von Kärnten I. – *Carinthia* II, 157/77: 137–164.
- MAURER, W. (1996): Flora der Steiermark. Ein Bestimmungsbuch der Farn- und Blütenpflanzen des Landes Steiermark und angrenzender Gebiete am Ostrand der Alpen in zwei Bänden. Bd I. Farnpflanzen (Pteridophyten) und freikronblättrige Blütenpflanzen (Apetale und Dialypetale). – IHW-Verlag, Eching.
- MELZER, H. (1990): *Botrychium simplex* Hitchcock, die Einfache Mondraute — auch in der Steiermark. – *Not. Fl. Steiermark*, Bd. 11: 1–6.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E. & WEINERT, E. [Hrsg.] (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. 1, Textteil. – VEB Fischer, Jena.
- MULLER, S. (1993): Population dynamics in *Botrychium matricariifolium* in Bitcherland (Northern Vosges Mountains, France). – *Belg. Journ. Bot.*, 126: 13–19.
- NIKLFIELD, H. et al. (1986): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 1. Fassung. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, 5: 28–132.
- NIKLFIELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152..
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – E. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- ØLLGAARD, B. & TIND, K. (1993): Scandinavian ferns. A natural history of the ferns, clubmosses, quillworts, and horsetails of Denmark, Norway, and Sweden. – Rhodos, Coopenhagen.
- SCHMID, E. & OBERWINKLER, F. (1994): Light and electron microscopy of the host-fungus interaction in the achlorophyllous gametophyte of *Botrychium lunaria*. – *Can. Journ. Botany*, 72: 182–188.
- SONNEBORN, I. & SONNEBORN, W. (1994): *Botrychium simplex* Hitchcock – Einfache Mondraute: Der Fundort einer verschollenen oder ausgestorbenen Pflanzenart auf dem Truppenübungsplatz „Sennelager“. – *Natur u. Heimat*, 54 (1): 25–27.
- TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; MOORE, D. M.; VALENTINE, D. H.; WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1993): *Flora Europaea*. Bd. 1: *Lycopodiaceae* to *Platanaceae*. – 2. Aufl. Cambridge University Press, Cambridge.
- WAGNER, W. H. jr. 1955: Cytotaxonomical observations on North American ferns. – *Rhodora* 57, 219–240.
- WAGNER, W. H. JR. & WAGNER, F. S. (1993): *Ophioglossaceae* C. Agardh. Adder's-tongue family. – In: *Flora of North America* editorial Committee [eds.]: *Flora of North America North of Mexico 2: Pteridophytes and Gymnosperms*: 85–106. – Oxford University Press, New York, Oxford.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

K. Horn (Dipl.-Biol. Karsten Horn, Maria-Gebbert-Straße 17, D-91080 Uttenreuth)

72.2 Indikatoren und Schwellenwerte

72.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren ⁶¹	A	B	C
Habitat	Lückige, kurzrasige, sickerfeuchte, nährstoffarme Riesel- oder Quellfluren sowie feuchte Rasen mit 100 % Lichtgenuss	Fast geschlossene, höherwüchsige, nährstoffreichere Riesel- oder Quellfluren sowie feuchte Rasen mit ca. 90 % Lichtgenuss, eventuell zu intensiv beweidet	Geschlossene und/oder hochwüchsige, trockenere Rasengesellschaften mit Lichtgenuss unter 90 %, eventuell zu intensiv beweidet
Populationsindikatoren ⁶²	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (etwa 50 Individuen und mehr)	Mittelgroße Population (etwa 5–50 Individuen)	Kleine Population (unter 5 Individuen)

72.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

72.3 Bewertungsanleitung

72.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

Botrychium simplex unterliegt in seinem gesamten Verbreitungsgebiet besonders starken Populationschwankungen. In Fortführung der Untersuchungen von HORN & KORNECK (2003) sollte daher trotz der ungefährdet erscheinenden alpinen Habitate die Bewertung der lokalen Populationen alle zwei Jahre wiederholt werden.

⁶¹ gelten nur für die Vorkommen in der subalpinen und alpinen Stufe der österreichischen Zentralalpen

⁶² Ein Individuum kann mehrere Blätter bilden, die dann nahe beieinanderstehen. Die Individuenzahl kann so nur annähernd geschätzt werden

72.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

73 1437 THESIUM EBRACTEATUM (HAYNE)

73.1 Schutzobjektsteckbrief

73.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Vorblattloser Bergflachs, Vorblattloses Leinblatt

73.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Dicotyledoneae, Santalales, Santalaceae

Merkmale: *Thesium ebracteatum* wird 10–30 cm hoch und besitzt unterirdische Ausläufer. Die Stängel enden in einem blütenlosen Blattschopf, darunter befinden sich von Mai bis Juni die Blüten, die jeweils nur ein Hochblatt besitzen; Vorblätter fehlen. Die Blütenhülle ist fünfzählig, grünlich, aber weiß berandet. Zur Fruchtzeit ist das Perigon höchstens so lang wie die ledrige und kurz gestielte Frucht.

Chromosomenzahl: $2n = 24$ (ROTHMALER, 2002)

73.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Thesium ebracteatum ist ein sommergrüner, erosulater (= ohne Grundblattrosetten) Halbparasit, der mit unterirdischen Ausläufern als Geophyt lebt. Die Blüten werden von Insekten bestäubt und blühen zwischen Mai und Juni. Die Früchte fallen ab und können, obwohl sie keine Elaiosomen aufweisen, durch Ameisen weiter ausgebreitet werden (ROTHMALER, 2002). Wie andere Arten der Gattung besitzt auch *Thesium ebracteatum* Samen mit einem fleischigen Exokarp, das den Ameisen als Nahrung dienen kann. Der Samen wird nicht von einer Testa bedeckt. Er wird durch seinen harten Steinkern, der aus dem Mesokarp hervorgeht, geschützt (ERBAR & LEINS, 2001).

73.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Thesium ebracteatum ist eine Art der planar-kollinen Höhenstufe und besiedelt(e) im Wiener Becken nach JANCHEN (1966–75) trockene bis mäßig feuchte Wiesen. Sauberer (mündl. Mitteilung) charakterisiert die Standorte als Niedermoore, die sich in Umwandlung zu Pfeifengraswiesen befinden können. Für das Niedersächsische Tiefland und Schleswig-Holstein gibt OBERDORFER (2001) *Thesium ebracteatum* für ganz andersartig zusammengesetzte saure, sandige, sommerwärmeliebende Rasen- und Heidegesellschaften über sauren Substraten (Corynephoralia- oder Koelerio-Phleion-Gesellschaften sowie Cytiso-Pinion) an.

FFH-Lebensraumtyp: 6410 Pfeifengraswiesen (Molinion caeruleae)

Ökologische Zeigerwerte: nicht verfügbar

73.1.5 Populationsökologie

Thesium ebracteatum ist ein mehrjähriger Geophyt, der offenbar in ungünstigen Jahren ähnlich wie andere (halb)parasitische Blütenpflanzen keine oberirdischen Triebe ausbildet. (http://www.mu.sachsen-anhalt.de/lau/extern/ffh_st/thebr.htm).

73.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1965): (sm) temp ·k₂ **EUR**

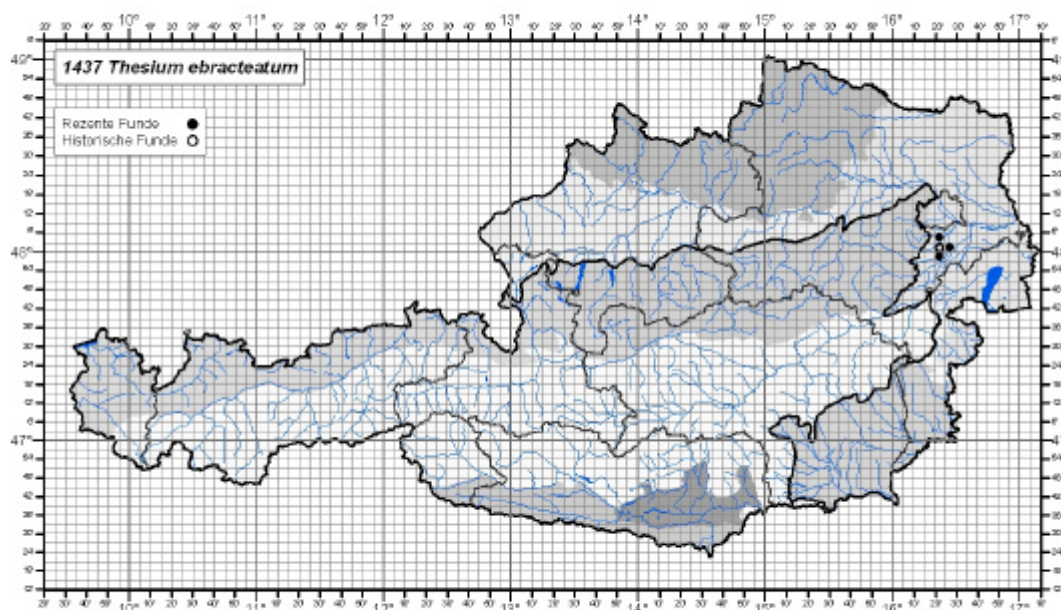
Florenelement (MEUSEL et al., 1965): (pont) – sarm – (herc) – polon

Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Nur Kontinentale Region

Vorkommen in den Bundesländern: N

Thesium ebracteatum ist ein insgesamt weit verbreiteter Endemit Europas. Die Vorkommen liegen in den gemäßigten Hügel- und Waldsteppen Osteuropas und des östlichen Zentraleuropas. Das Areal erstreckt sich im Norden bis Nordwestdeutschland, Ostdänemark und Estland und im Osten bis nach Mittelrussland. Die Vorkommen in Ostösterreich und Deutschland stellen die westlichsten Vorposten dar (TUTIN et al., 1964).

In **Österreich** kommt *Thesium ebracteatum* nur in der Feuchten Ebene im Wiener Becken südlich von Wien vor. NEILREICH (1857–1858) gibt die Art noch „auf niedrigen sumpfigen Wiesen“ zwischen Laxenburg, Guntramsdorf und Münchendorf sowie bei Moosbrunn an. JANCHEN (1966–1975) kennt nur mehr einen Fundpunkt bei Moosbrunn. Aktuell sind vier kleine Population an folgenden Fundorten bekannt: Welsche Halten bei Ebreichsdorf (SAUBERER & ADLER, 2001), Gehölzlichtung östlich vom Seedörfel bei Achau (MELZER & BARTA, 1994), an einem Entwässerungsgraben ostnordöstlich von Achau (MELZER & BARTA, 1994) und Brunnlust bei Moosbrunn (SAUBERER & ADLER, 2001).



Stand März 2004

umweltbundesamt

73.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: —

ECE: —

Österreich: vom Aussterben bedroht (NIKLFELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

Wegen der extrem kleinen Populationen, des hydrologisch sensiblen wechselfeuchten Standortes und weil das Biotop im Süden Wiens unter enormem Siedlungsdruck steht, wurde *Thesium ebracteatum* als vom Aussterben bedroht eingestuft.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Gefährdungsursachen: Für Deutschland werden folgende Gefährdungsursachen angegeben: Aufforstung von Frisch-, Feucht-, und Nasswiesen, Umwandlung von Flächen in Ackerland, Eutrophierung der Böden durch Immissionen und Düngereintrag, Verbuschung von Magerrasen, Bebauung und Zerstörung der kleinräumigen Sonderstandorte (v. a. Bundesamt für Naturschutz Deutschland).

In Österreich wurden schon in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts viele Standorte von *Thesium ebracteatum* in der Feuchten Ebene des Wiener Beckens großflächig zerstört: „an allen übrigen Orten, wo die Pflanze ehemals vorkam, sind die betreffenden Wiesen längst in Äcker umgewandelt worden“ (JANCHEN, 1966–75). Seither wurde die flächenhafte Trockenlegung und die Umwandlung zu Äckern weiterbetrieben, so dass heute nur noch kleine und meist sehr isolierte Reste ehemaliger Wiesen und Hutweiden erhalten sind (SAUBERER et al., 1999). Für die letzten österreichischen Vorkommen sind als Gefährdungsursachen außerdem vor allem Siedlungsdruck, Veränderungen des hydrologischen Regimes durch Grundwassernutzung und Baumaßnahmen sowie diffuser Nährstoffeintrag als Gefährdungsursachen zu nennen. Ein biologischer Risikofaktor ist die Verbrachung der Flächen aufgrund mangelnder Pflegemaßnahmen (N. Sauberer, mündl. Mitteilung). Trotz der biologisch eminenten Bedeutung der letzten Feuchtwiesenreste haben die verantwortlichen Institutionen lange Zeit der Bedeutung der letzten Wiesengebiete in der Feuchten Ebene nur unzureichend Rechnung getragen (SAUBERER & ADLER, 2001). Die Ausweisung der Welschen Halten als Natura 2000-Fläche und die Respektierung naturschutzfachlicher Erfordernisse zu ihrer Erhaltung wird hoffentlich das Überleben von *Thesium ebracteatum* ermöglichen.

73.1.8 Verantwortung Österreichs

Die Verantwortung Österreichs für die Erhaltung von *Thesium ebracteatum* ist trotz der Kleinheit der Population hoch, da die Art auch in anderen Teilen ihres europäischen Verbreitungsgebietes als extrem gefährdet gilt.

73.1.9 Kartierung

Im Süden von Wien existieren heute kaum noch geeignete Lebensräume für *Thesium ebracteatum*; die Entdeckung weiterer Vorkommen ist daher kaum zu erwarten.

73.1.10 Wissenslücken

Abiotische Standortanalysen zur Beweissicherung des status quo könnten bei regelmäßiger Wiederholung frühzeitig auf Standortveränderungen aufmerksam machen. Aus demselben Grund wäre auch eine gründliche pflanzensoziologische Dokumentation der Vorkommen hilfreich. Untersuchungen zur Biologie von *Thesium ebracteatum*, vor allem zum generativen und vegetativen Reproduktionsverhalten, könnten wertvolle Hinweise für die Erhaltung der Art erbringen. Die Ausarbeitung eines Monitoring- und Pflegekonzeptes ist für diese seltene und hoch gefährdete Art dringend und unbedingt erforderlich.

73.1.11 Literatur und Quellen

- ADLER, W.; OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. Bestimmungsbuch für alle in Österreich wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart und Wien.
- Bundesamt für Naturschutz Deutschland: [http://www.floraweb.de/datenservice/...](http://www.floraweb.de/datenservice/)
- ERBAR, C. & LEINS, P. (2001): Ameisenausbreitung von *Thesium rostratum* Mert. & Koch (Santalaceae) in der Pupplinger Au. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 71: 43–52.
- JANCHEN, E. (1966–1975): Flora von Wien, Niederösterreich und Nordburgenland. – Verein für Landeskunde von Niederösterreich und Wien, Wien.
- MELZER, H. & BARTA, T. (1994): Neues zur Flora von Wien, Niederösterreich und dem Burgenland. – Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 131: 107–118.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E. & WEINERT, E. [Hrsg.] (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. 1, Textteil. – VEB Fischer, Jena.
- NEILREICH, A. (1857–1858 [„1859“]): Flora von Nieder-Oesterreich. – Wien: Carl Gerold's Sohn.
- NIKLFIELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In: NIKLFELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152. – austria medien service, Graz.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – E. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- ROTHMALER, W. (2002): Exkursionsflora von Deutschland, Bd. 4 Gefäßpflanzen: Kritischer Band. (9. Aufl.). – Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg; Berlin.
- SAUBERER, N., GRASS, V., WRBKA, E., FRÜHAUF, J. & WURZER, A. (1999): Feuchtwiesen — Weinviertel und Wiener Becken. – Fachberichte des Niederösterreichischen Landschaftsfonds 8: 1–48 & Karte.
- SAUBERER, N. & ADLER, W. (2001): Diversität und Gefährdung der Blütenpflanzen der bedrohten Welschen Halten bei Ebreichsdorf (Niederösterreich). – *Neilreichia* 1: 37–50.
- TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; MOORE, D. M.; VALENTINE, D. H.; WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1964): Flora Europaea. Bd. 1: *Lycopodiaceae* to *Platanaceae*. – Cambridge University Press, Cambridge.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

W. Adler, N. Sauberer

73.2 Indikatoren und Schwellenwerte

73.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren ⁶³	A	B	C
Habitat	Besonnte Niedermoore mit oder ohne Pfeifengras bzw. wechsel-feuchte Pfeifengras-Wiesen mit intaktem Wasserhaushalt; jährliche Mahd des Habitates und daher keine Ausbildung eines Rasenfilzes und keine Verbuschung	Halbschattige, wechsel-feuchte Pfeifengras-Wiesen mit leicht gestörtem Wasserhaushalt; unregelmäßige Mahd des Habitates und daher Ausbildung von Rasenfilz und einsetzende Verbuschung	Hochwüchsige, schattende, austrocknende Pfeifengras-Wiesen mit gestörtem Wasserhaushalt; hoher Anteil an Arten trockenerer Wiesentypen; nicht mehr gemäht und daher dichter Rasenfilz und Verbuschung des Standortes
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (> 50 Individuen)	Mittelgroße Population (etwa 10–50 Individuen)	Kleine Population (< 10 Individuen)

73.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

73.3 Bewertungsanleitung

73.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

Die Bewertung der lokalen Populationen von *Thesium ebracteatum* sollte, solange die Standortverhältnisse sich nicht wesentlich verbessert haben, jährlich wiederholt werden.

⁶³ Über die Standortsansprüche von *Thesium ebracteatum* gibt es kaum präzise Angaben. Aus ihrem Gesamtareal wird die Art sowohl für Feucht- wie auch für Trockenhabitats angegeben. Die nachfolgenden Habitatindikatoren beziehen sich auf die Standortbindung der wenigen österreichischen Populationen in der Feuchten Ebene südlich von Wien

73.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

74 1545 TRIFOLIUM SAXATILE (ALL.)

74.1 Schutzobjektsteckbrief

74.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Felsen-Klee

74.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Dicotyledoneae, Fabales, Fabaceae

Merkmale: *Trifolium saxatile* hat niederliegende oder niederliegend aufsteigende, 3–15 cm lange Sprosse, die besonders an der Basis verzweigt sind. Die 3-zähligen Laubblätter bestehen aus weniger als 10 mm langen, schmal-keilförmigen, meist ausgerandeten Teilblättchen mit seidig anliegender Behaarung. Die weiß bis hellrosa gefärbten, 3–4 mm langen Kronblätter sind höchstens so lang wie die dicht behaarten, 10-nervigen Kelche und daher sehr unauffällig. Die Blüten sind in kleinen Köpfchen mit 6–8(10) mm Durchmesser zusammengefasst und werden von Hochblättern umhüllt; sie stehen zu 1–2(3) am Ende der Zweige.

Chromosomenzahl: $2n = 14$ (FAVARGER, 1969; Material aus den Westalpen)

Verwechslungsmöglichkeiten: mit *Trifolium arvense*, das aber höherwüchsig ist und aufrechte Sprosse hat; seine gestielten Blütenstände werden nicht von Hochblättern umhüllt.

74.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Trifolium saxatile ist eine einjährige Pflanze. Die unauffälligen Blüten lassen Selbstbestäubung vermuten, die Blütezeit ist je nach Höhenlage zwischen Juni und August. Die Früchte fallen zu Boden oder werden wegen des geringen Gewichts ihrer Fruchtkelche, deren lockere Haare einen Luftpolster bilden, vom Wind ausgebreitet. Früchte von Pflanzen, die in Alluvionen wachsen, können auch durch das Wasser ausgebreitet werden.

74.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Trifolium saxatile besiedelt trockene, sandig-kiesige, meist flachgründige Böden von Alluvionen und Moränen. Zu labile Habitats wie bewegte Schuttstandorte sagen ihm nicht zu. Es wächst vor allem in der oberen subalpinen und alpinen Stufe, seltener in Alluvionen der Montanstufe. Als Art der Zentralalpen siedelt *Trifolium saxatile* hauptsächlich über sauren Substraten, meidet aber auch kalkreichere Unterlagen nicht. Sekundärstandorte können entlang von alpinen Steigen (Schratt-Ehrendorfer, mündl.) vorkommen, wenn durch die Störung feinsandige, offene Vegetationslücken entstehen.

In der Schweiz wird *Trifolium saxatile* hauptsächlich für kiesig-sandige Ausbildungen des Epilobietum fleischeri genannt, sowie für verschiedene Sukzessionsstadien auf Moränen und in initialen Rasen (KÄSERMANN, 1999). Diese Zuordnungen treffen auch für Österreich zu, vor allem wenn man die Vorkommen der Bachalluvionen auf die Epilobietalia fleischeri / Flussgeröllfluren insgesamt ausdehnt.

Die meisten Angaben von *Trifolium saxatile* für Österreich stammen aus montanen Alluvionen (Marendebach/Sellraintal und Oberberggtal, beide in den Stubaier Alpen: POLATSCHEK, 2000; Ötztaler Ache: Schratt-Ehrendorfer, mündl.). Ein ausgedehntes Vorkommen der oberalpinen

Stufe liegt in schluffigen und sandigen Feinsedimentakkumulationen im Gletschervorfeld des Schalfbachferners in den Öztaler Alpen (SCHNEEWEISS et al., 1998). Es stellte möglicherweise die Ausgangspopulation für die mittlerweile zerstörten Schwemmlingskolonien an der Öztaler Ache dar.

FFH-Lebensraumtyp: 3221 Vegetation auf Schwemmsand und Kiesfluren von subalpin-alpinen Bächen und im Vorfeld von Gletschern

(3230 Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von *Myricaria germanica*)

74.1.5 Populationsökologie

Trifolium saxatile ist eine einjährige bis kurzlebige Art. Sie bildet bis zu 50 cm große, lockere Rasen, die mehr oder weniger flach dem Boden aufliegen. Da *Trifolium saxatile* sehr konkurrenzschwach ist, meidet es geschlossene Rasen oder hochwüchsige Vegetation. Hochlagenvorkommen in Gletschervorfeldern sind wahrscheinlich die Ausgangspopulationen für Vorkommen in den Alluvionen tieferer Lagen, die nach starken Hochwässern immer wieder auf Diasporennachschub angewiesen sein können.

74.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1965): temp/alp · oz₃ disj **EUR E**

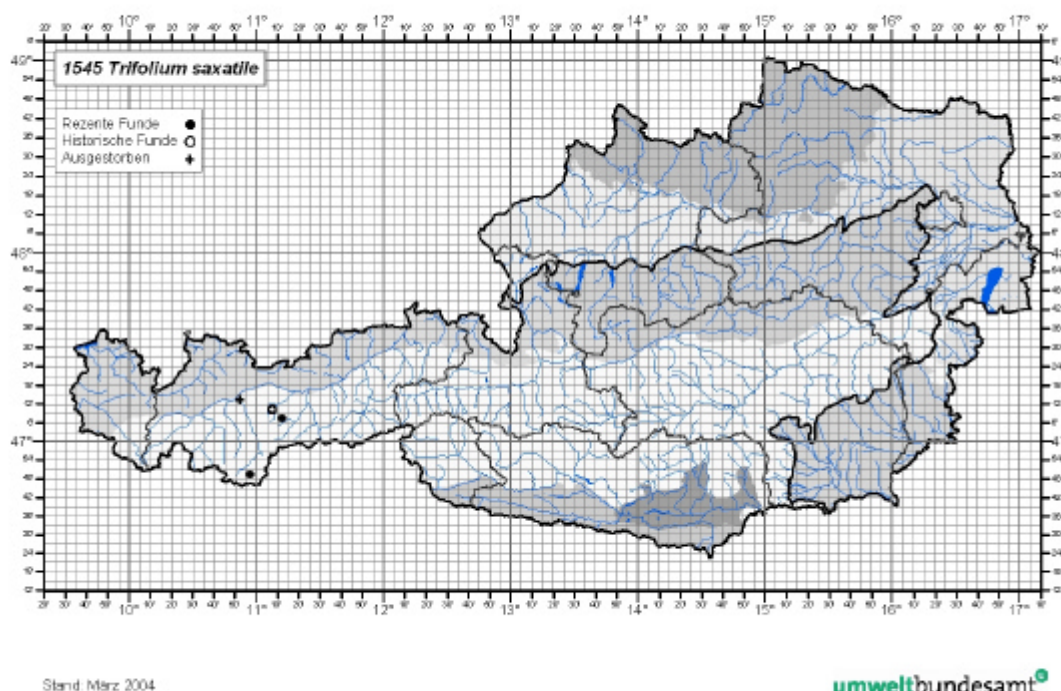
Florenelement in Europa (MEUSEL et al., 1965): savoy/alp – (zentralhelv/alp disj)

Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Nur Alpine Region

Vorkommen in den Bundesländern: T

Trifolium saxatile ist ein Endemit der West- bis mittleren Zentral-Alpen und kommt nur in Frankreich (Französische Westalpen), der Schweiz (Wallis), Italien (Seitentäler des Aostatales, Südtirol: Pfoßental) und Österreich vor. Die Art hat wohl ein Reliktareal, das durch die Eiszeiten eingengt und zerstückelt worden ist.

In Österreich befindet sich *Trifolium saxatile* an seiner östlichen Arealgrenze, wo es in Tirol nur wenige Vorkommen in den Stubai (Oberbergtal, Stubaital, Sellrain) und Öztaler Alpen (Schalfbachferner, Öztaler Ache) aufweist (POLATSCHEK, 2000; SCHNEEWEISS et al., 1998).



74.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: gefährdet

ECE: europaweit gefährdet

Österreich: gefährdet (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

Das alpine Vorkommen von *Trifolium saxatile* im unmittelbaren Vorfeld des Schalfferners in den Ötztaler Alpen (SCHNEEWEISS et al. 1998) erstreckt sich über tausende Quadratmeter, ist sehr individuenreich und liegt in einem Natura 2000-Gebiet; es scheint zur Zeit ungefährdet. Dagegen wurden durch Flussverbauungen montane und subalpine Habitate in Flussalluvionen, wie zum Beispiel an der Ötztaler Ache, zerstört. Wegen dieser Arealeinbußen wurde die Art für Österreich als gefährdet eingestuft.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Entwicklungstendenzen: In der Schweiz erlitt *Trifolium saxatile* in den letzten Jahren einen dramatischen Rückgang, mehr als die Hälfte der alten Vorkommen gelten als verschollen! So konnte 1996 bei einer Nachsuche im hinteren Saastal in den Walliser Alpen *Trifolium saxatile* nicht mehr nachgewiesen werden, obwohl die Art hier noch in der Mitte des 20. Jahrhunderts auf den Moränen große Vorkommen hatte.

Gefährdungsursachen: In einigen Fällen dürfte die Art durch Fremdenverkehrseinrichtungen und Staudämme vernichtet worden sein. Meist hatte aber wohl die fortschreitende Sukzession *Trifolium saxatile* aus den ehemals günstigen Bereichen auf den vielen, seit den Gletscherhochständen freigelegten Gletschervorfeldern und Moränen verdrängt. Der durch die Klimaerwärmung erfolgende rasche Rückzug der Gletscher legt heute nur suboptimale Standorte frei (steil, felsig, schuttig und zu hoch gelegen) und auch die Sukzession verläuft vermutlich ra-

scher. Durch diese Vorgänge gehen meist ohne direkte Einwirkung des Menschen mehr Fundpunkte verloren als neue geschaffen werden. *Trifolium saxatile* wird dadurch vermutlich teilweise ein Opfer der sich abzeichnenden Klimaerwärmung werden (KÄSERMANN, 1999).

74.1.8 Verantwortung Österreichs

Die internationale Verantwortung Österreichs für die Erhaltung von *Trifolium saxatile* ist angesichts der Vorkommen in Frankreich und der Schweiz gering.

74.1.9 Kartierung

Wie SCHNEEWEISS et al. (1998) zeigen, können im ausgedehnten alpinen Gelände noch immer Neufunde des unscheinbaren *Trifolium saxatile* gemacht werden. Mit einer wesentlichen Vergrößerung des bekannten Arealbildes kann aber nicht gerechnet werden.

74.1.10 Wissenslücken

Eine systematische Suche in Alluvionen sowie auf Moränen und Gletschervorfeldern könnte vor allem in den Stubai- und Ötztaler Alpen weitere Funde von *Trifolium saxatile* zeitigen. Eine genaue und regelmäßige Dokumentation der Bestandsentwicklung von *Trifolium saxatile* und der Vegetationsentwicklung im Vorfeld des Schaffnerers könnte im Hinblick auf die Klimaerwärmung interessante Grundlagen und Ergebnisse liefern.

74.1.11 Literatur und Quellen

- FAVARGER, C. (1969): Notes de caryologie alpine V. – Bull. Soc. Neuchâtel. Sci Nat. 92: 13-30.
- KÄSERMANN, C. (1999): *Trifolium saxatile* ALL. – Stein-Klee – *Fabaceae*. – In: BUWAL (Hrsg.): Merkblätter Artenschutz – Blütenpflanzen und Farne. – Bern.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E. & WEINERT, E. [Hrsg.] (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. 1, Textteil. – VEB Fischer, Jena.
- NIKL FELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In: NIKL FELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152. – austria media service, Graz.
- POLATSCHKEK, A. (2000): Flora von Nord-Tirol, Ost-Tirol und Vorarlberg. – Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum.
- SCHNEEWEISS, G. M.; SCHÖNSWETTER, P. & TRIBSCH, A. (1998): Floristisches aus Österreich. Fl. Austr. Novit. Bd. 5: 67–71.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

G. Schneeweiß, L. Schratt-Ehrendorfer (Gewährsleute, die die Standorte von *Trifolium saxatile* regelmäßig aufsuchen, scheint es nicht zu geben.)

74.2 Indikatoren und Schwellenwerte

74.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren ⁶⁴	A	B	C
Habitat	In Alluvionen oder Gletschervorfeldern mit schluffigen, sandigen oder kiesigen Rohböden; an nicht zu labilen, offenen Standorten, Vegetationsdeckung < 20 %; ohne Konkurrenz schattender, höherwüchsiger Arten	In Alluvionen oder Gletschervorfeldern mit schluffigen, sandigen oder kiesigen Feinsedimentakkumulationen; durch Hochwässer oder Steilheit labile bzw. durch Sukzessionsvorgänge sich schließende Standorte mit beginnender Bodenbildung; Vegetationsdeckung zwischen 20 und 50 %; Konkurrenz durch höherwüchsige schattende Arten	In Alluvionen oder Gletschervorfeldern mit schluffigen, sandigen oder kiesigen Feinsedimentakkumulationen; sehr labile oder als Folge von Sukzessionsvorgängen schon stark geschlossene Standorte mit fortgeschrittener Bodenbildung (Vegetationsdeckung über 50 %); starke Konkurrenz durch schattende Arten
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (> 500 Individuen)	Mittelgroße Population (50–500 Individuen)	Kleine Population (< 50 Individuen)

74.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

74.3 Bewertungsanleitung

74.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

⁶⁴ *Trifolium saxatile* hat seine Primärvorkommen in Alluvionen oder Gletschervorfeldern. Sekundäre Vorkommen können zum Beispiel entlang alpiner Steiganlagen auftreten.

Die Bewertung der lokalen Populationen von *Trifolium saxatile* sollte alle vier Jahre wiederholt werden.

74.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

75 1604 ERYNGIUM ALPINUM (LINNAEUS)

75.1 Schutzobjektsteckbrief

75.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Alpen-Mannstreu

Synonyme: Alpen-Donardistel, Blaue Distel

75.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Dicotyledoneae, Araliales, Apiaceae, Saniculoideae

Merkmale: Die Pflanze ist (30)50–70(100) cm hoch und im oberen Teil amethystblau überlaufen. Die bis zu 25 cm langen, gestielten Grundblätter haben einen herzförmigen Spreitengrund und einen grob gezähnten Blattrand. Die oberen Stängelblätter sind tief geteilt und distelartig grannig ausgezogen. Die auffallend blau gefärbten Hüllblätter überragen den Blütenstand, der aus zahlreichen 4–5 mm langen Blüten besteht, die nicht in einer Dolde stehen, sondern in einem Kolben angeordnet sind.

Chromosomenzahl: $2n = 16$ (WETSCHNIG & LEUTE, 1991; Material aus der Karnischen Hauptkette, Kärnten)

Verwechslungsmöglichkeit: keine

75.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Eryngium alpinum ist eine sommergrüne Halbrosettenstaude mit einer zu einer Rübe verdickten Hauptwurzel. Die Art kann über 15–20 Jahre alt werden und erreicht mit 2–3 Jahren das blühfähige Alter (CHEREL & LAVAGNE, 1982, zitiert in GAUDEUL & TILL-BOTTRAUD, 2003). Die Blütezeit ist Juli bis September; bei Dunkelheit oder Schlechtwetter verschließen die feinzerteilten Hüllblätter den Blütenstand. Blühende Individuen bilden in der Regel 1–5 Sprosse, von denen jeder 1–5 Infloreszenzen bilden kann. Jede Infloreszenz setzt sich aus 200–300 Einzelblüten zusammen, die von unten nach oben aufblühen. Einige Tage vor Blühbeginn verfärben sich die Hochblätter und Tragblätter auffällig blau (GAUDEUL & TILL-BOTTRAUD, 2003). Die Blüten sind vormännlich (proterandrisch) und werden von Insekten besucht. Mikrosatelliten-Untersuchungen an Chromosomen der Samenanlagen ergaben, dass Fremdbestäubung vorherrscht und Nachbarbestäubung (Geitonogamie) selten ist, obwohl 70 % aller Insektenflüge innerhalb einer Pflanze stattfinden. Da der Pollen 4–5 Tage lang keimfähig ist, und weil immer viele Einzelblüten pro Pflanze gleichzeitig in Blüte sind, reicht die Proterandrie der Blüten aber nicht aus, Selbstbestäubung ganz zu verhindern (GAUDEUL & TILL-BOTTRAUD, 2003). Experimentell durchgeführte Kreuzungen belegen nicht nur Selbstfertilität sondern auch partielle Selbstinkompatibilität. Diese beruht vermutlich auf Konkurrenzvorteilen fremden Pollens gegenüber eigenem. Selbstfertilität ermöglicht zwar selbst in kleinen Populationen Samenanlage, genetische Verarmung als Inzuchteffekt ist aber bei *Eryngium alpinum* möglich, wie im Experiment an einer kleinen Population aus den französischen Westalpen gezeigt werden konnte (GAUDEUL & TILL-BOTTRAUD, 2003).

Die Spaltfrüchte werden durch Ausstreuen ausgebreitet, haben aber auch Auswüchse, die zur Klettausbreitung (Epizoochorie) dienen können.

75.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Eryngium alpinum besiedelt gut wasserversorgte, fast immer kalkreiche, nährstoffreiche, tiefgründige, oft tonige Böden an steinigen, meist steilen, sonnigen Hängen der subalpinen Stufe (OBERDORFER, 2001). *Eryngium alpinum* bevorzugt wasserzügige Stellen, wo es vor allem in Hochstaudenfluren, Hochgraswiesen und am Rand von Grünerlen-Beständen vorkommt (FRANZ, 1997; POLATSCHEK, 1997; KÄSERMANN 1999). OBERDORFER (2001) gibt die Art vor allem für das Caricion ferrugineae und für Adenostyletalia-Gesellschaften an, KÄSERMANN (1999) auch für dem Calamagrostion nahestehende Bestände.

Im Brandner Tal (Rätikon, Vorarlberg) wächst die Art in einem hochstaudenreichen Lawinestrich zusammen mit *Delphinium elatum*, *Laserpitium siler*, *Orobanche lasepitii-siler* und *Stemmacantha rhaponticum* (SCHWEIGHOFER & NIKLFELD, 1998). Auch in den Karnischen Alpen siedelt *Eryngium alpinum* bevorzugt in Lawinenrunsen, u. a. begleitet von *Carduus carduelis*, *Heracleum sphonylium* subsp. *elegans* und *Aconitum degenii* subsp. *paniculatum*, sowie an wasserzügigen, tiefgründigen Lawinenhängen (FRANZ, 1997). Franz (unveröff., in FRANZ & LEUTE, 2002) untersucht diese Bestände phytosoziologisch. Sie bilden möglicherweise eine eigene Hochstaudengesellschaft mit *Eryngium alpinum* und treten bevorzugt am Rande von Grün-Erlen auf. Daneben kommt die Art aber auch in Hochgraswiesen mit *Festuca paniculata* vor, die reich an hochwüchsigen und oft breitblättrigen Stauden sind: *Allium victoria-lis*, *Astragalus penduliflorus*, *Crepis conycifolia*, *Crepis pyrenaica*, *Dianthus barbatus*, *Laserpitium latifolium*, *Laserpitium siler*, *Prunella grandiflora*.

Wegen seiner Attraktivität wird *Eryngium alpinum* öfters in Steingärten und auf Friedhöfen kultiviert, zeigt aber in Österreich bisher keine Tendenzen aus der Kultur zu verwildern.

FFH-Lebensraumtyp: 6432 Hochmontan-subalpine Hochstaudenfluren (Adenostylien alliariae)

Ökologische Zeigerwerte (LANDOLT, 1977): F3 R4 N4 H3 D4 L4 T2 K3

75.1.5 Populationsökologie

In einer molekularbiologischen Studie wurden 14 Populationen von *Eryngium alpinum* aus den Westalpen bezüglich ihrer genetischen Diversität mit AFLP-Markern untersucht (GAUDEUL et al., 2000). Die genetische Diversität ist sowohl innerhalb wie auch zwischen den Populationen hoch und zufällig verteilt. Dies führen die Autoren auf Founder-Effekte während der postglazialen Arealausbreitung und/oder auf Flaschenhals-Situationen in der Entwicklung der Populationen zurück. In einer kleinen Population konnten GAUDEUL & TILL-BOTTRAUD (2003) eine höhere Selbstbestäubungsrate nachweisen. Das kann Inzuchteffekte hervorrufen, wie im Kreuzungsexperiment gezeigt wurde, und kleine Populationen durch genetische Verarmung in ihrem Bestand gefährden. Wegen der hohen genetischen Diversität und der genetischen Eigenständigkeit selbst abgelegener kleiner Einzelpopulationen empfehlen GAUDEUL et al. (2000), möglichst alle Vorkommen aus ihrem Untersuchungsgebiet zu schützen.

75.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1978): sm/salp – (temp/salp) · oz₂₋₃ EUR disj

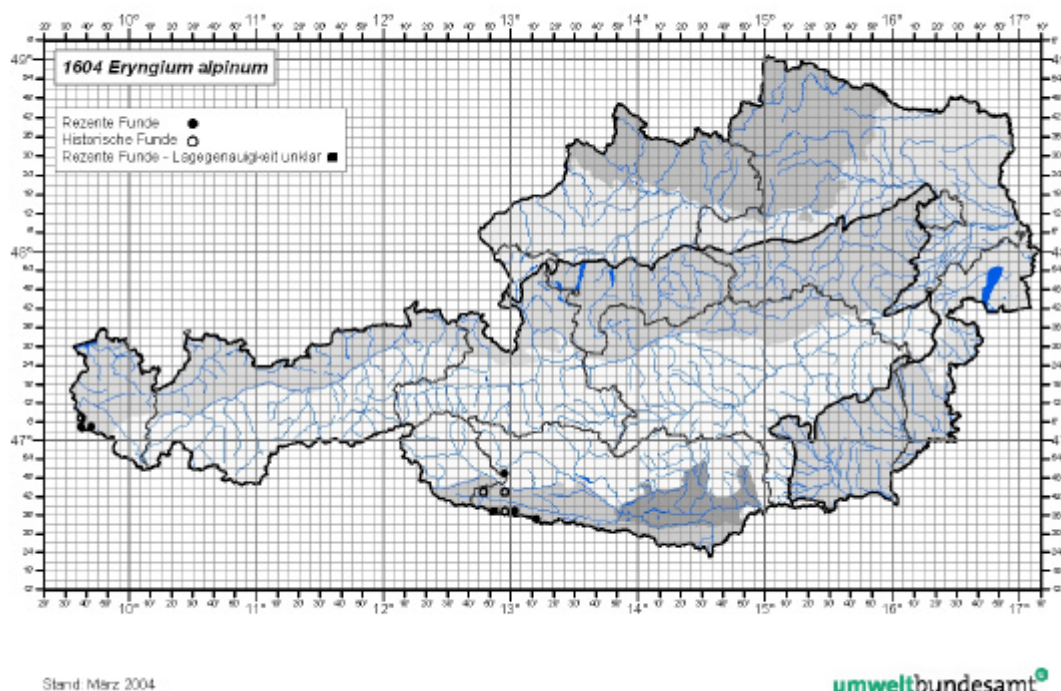
Florenelement (MEUSEL et al., 1978): westalp + nordhelv + ostcarn – illyr: sämtliche/salp

Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Nur Alpine Region

Vorkommen in den Bundesländern: V, K

Eryngium alpinum ist ein Endemit der zentral- und südosteuropäischen Gebirge. Mit einem westlichen Schwerpunkt kommt die Art in den Alpen zerstreut von den Seealpen bis nach Vorarlberg vor. Nach einer größeren Lücke tritt sie noch einmal in den Karnischen und Julischen Alpen sowie in den Karawanken und Steiner Alpen auf. Außerdem wächst *Eryngium alpinum* im französischen Hochjura und den illyrischen Gebirgen Kroatiens, Bosniens und Montenegros und vielleicht auch in der Tatra (CHATER 1968).

Seine Hauptverbreitung hat *Eryngium alpinum* in der Schweiz. In Österreich kommt es nur mit kleinen Populationen im Brandner- und Gamperdonatal (Rätikon; Vorarlberg) und an einigen wenigen Stellen in den Karnischen Alpen (Kärnten) vor. In Vorarlberg galt die Art bereits als verschollen (POLATSCHEK, 1997), konnte aber bei der Unterbrüggealpe SW von Brand in etwa 1500 m Seehöhe (SCHWEIGHOFER & NIKLFELD, 1998) und im Gamperdonatal beiderseits der österreichisch-lichtensteinschen Grenze wieder bestätigt werden (H. Seitter & E. Waldburger in SEITTER, 1977).



75.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: gefährdet

ECE: europaweit gefährdet

Österreich: gefährdet (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

Wegen seiner Seltenheit und weil ihm trotz seiner subalpinen Habitate auch konkrete Gefährdungen durch Besammlung und Bewirtschaftungsveränderungen drohen, wird *Eryngium alpinum* in Österreich als „gefährdet“ geführt.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Schutzstatus in Österreich: vorhanden

Naturschutzverordnungen in den Bundesländern (Stand 1998)

V: vollkommen geschützt, K: vollkommen geschützt.

Gefährdungsursachen: *Eryngium alpinum* ist eine seltene Art, die in fast überall allein wegen der Kleinheit der Populationen als gefährdet angesehen wird. Hauptursachen der Gefährdung sind das Sammeln und Ausgraben der attraktiven Art. Sie ist eine der bekanntesten Alpenpflanzen und wird wegen ihrer Attraktivität oft kultiviert oder für Trockensträuße verwendet. Nach KÄSERMANN (1999) scheint *Eryngium alpinum* Beweidung vor der Fruchtbildung und Bewirtschaftungsveränderungen nur schwer zu ertragen.

In Vorarlberg wurde *Eryngium alpinum* bereits als verschollen gemeldet (POLATSCHEK, 1997). Die Art kommt aber im Brandner Tal noch lokal häufig vor (SCHWEIGHOFER & NIKLFELD, 1998). Auch einer der Funde im benachbarten Gamperdonatal wurde noch nach 1970 bestätigt. Allerdings war der Bestand wohl durch übermäßigen Pflückens und Ausgrabens stark verkleinert (H. Seitter & E. Waldburger in SEITTER, 1977).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Auf der Schneider-Alm in den Karnischen Alpen (Kärnten), deren Wiesen seit über 50 Jahren nicht mehr gemäht werden, siedeln sich seit Aufgabe der Mahd in den bodenfeuchteren Abschnitten Grün-Erlen an. Sie breiten sich auch in einigen der ehemaligen Bergmähdern aus, auf denen *Eryngium alpinum* in Massenbeständen vorkommt. Nach einer Privatinitiative zur Entfernung der Grün-Erlen ist nunmehr das Schwenden einzelner Grünerlen-Bestände und das Mähen von Wiesenteilen als Pflegemaßnahmen vorgesehen (FRANZ, 1997). G. Karrer (mündliche Mitteilung) empfiehlt ein Brachewechselsystem wie in den alten subalpinen Mähdern.

75.1.8 Verantwortung Österreichs

Die Hauptvorkommen von *Eryngium alpinum* liegen in der Schweiz. Allerdings gilt die Art gesamtschweizerisch, wie auch in Österreich, als gefährdet; außerhalb der westlichen Nordalpen der Schweiz ist sie sogar stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht (KÄSERMANN, 1999). Obwohl Österreich nur relativ kleine und oft individuenarme Populationen aufweist, ist die internationale Verantwortung Österreichs für die Erhaltung von *Eryngium alpinum* hoch.

75.1.9 Kartierung

Da *Eryngium alpinum* sehr auffällig ist, kann nicht erwartet werden, es in weiteren Gebirgsstöcken Österreichs zu finden. Wegen der Weitläufigkeit des alpinen Geländes sind allerdings noch bisher unentdeckte Funde innerhalb des bekannten Areals zu erwarten. Von „Pflanzenliebhabern“ in die Natur ausgepflanzte Vorkommen wurden bisher nicht bekannt.

75.1.10 Wissenslücken

Untersuchungen zur Auswirkung verschiedener Bewirtschaftungsformen sowie zur Demographie von *Eryngium alpinum* könnten wertvolle Hinweise zum Pflegemanagement seiner Biotope erbringen.

75.1.11 Literatur und Quellen

- CHEREL, O. & LAVAGNE, A. (1982): Aire de répartition, phénologie, biologie, reproduction d'*Eryngium alpinum*, „la Reine des Alpes“, dans la vallée du Fournel. Propositions de mesures de protection de l'espèce. – Travaux Scientifiques du Parc National des Ecrins 2: 53-92.
- FRANZ, W. R. (1997): Die Alpen-Mannstreu- (*Eryngium alpinum*-)Wiesen auf der Schneider-Alm in den Karnischen Alpen (Südkärnten). – Kärntner Naturschutzberichte, Bd. 2: 87-88.

- FRANZ, W. R. & LEUTE, G. H. (2002): Floristische Besonderheiten und kleinflächige Feuchtbiotope der Mussen. – In: Paradieslilie und Höllenotter – Bergwiesenlandschaft Mussen: 150-160. – Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt.
- GAUDEUL, M. et al. (2000): Genetic diversity in an endangered alpine plant, *Eryngium alpinum* L. (*Apiaceae*), inferred from amplified fragment length polymorphism markers. – *Molecular Ecology*, 9: 1625-1637.
- GAUDEUL, M. & TILL-BOTTRAUD, I. (2003): Low selfing in a mass-flowering, endangered perennial, *Eryngium alpinum* L. (*Apiaceae*). – *American Journal of Botany*, 90(5): 716-723.
- HARTL, H.; KNIELY, G.; LEUTE, G. H.; NIKLFELD, H. & PERKO, M. (1992): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Kärntens. – Naturwiss. Ver. Kärnten, Klagenfurt.
- KÄSERMANN, C. (1999): *Eryngium alpinum* L. – Alpen-Mannstreu – *Apiaceae*. – In: BUWAL (Hrsg.): Merkbücher Artenschutz — Blütenpflanzen und Farne. – Bern.
- LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 64: 1-208.
- MEUSEL, H. et al. (1978): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. II. (Text) – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- NIKLFELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In: NIKLFELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152. – austria media service, Graz.
- SCHWEIGHOFER, W. & NIKLFELD, H. (1998): *Eryngium alpinum*. – In: FISCHER, M. A. & NIKLFELD, H. (Hrsg.). Floristische Neufunde (7–21). – *Florae Austriae Novitates* 5: 75.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – E. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- POLATSCHKEK, A. (1997): Flora von Nord-Tirol, Ost-Tirol und Vorarlberg. Band 1. – Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum.
- SEITTER, H. (1977): Die Flora des Fürstentums Liechtenstein. – Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein – Sargans - Werdenberg, Vaduz.
- CHATER, O. A. (1968): *Eryngium*. – In: TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; MOORE, D. M.; VALENTINE, D. H.; WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (ed.): *Flora Europaea*. Bd. 2: *Rosaceae* to *Umbelliferae*: 320-324. – Cambridge University Press, Cambridge.
- WETSCHNIK, W. & LEUTE, G. H. (1991): Chromosomenzahlen Kärntner Gefäßpflanzen. Teil 2, Doldenblütler – *Apiaceae* = *Umbelliferae*. – *Linzer Biol. Beitr.*, 23 (2): 457-481.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

—: Vorarlberger Vorkommen, W. Franz (Kärntner Vorkommen);

75.2 Indikatoren und Schwellenwerte

75.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitat	Gut wasserversorgte, kalkhaltige, nährstoffreiche, sonnige Standorte in Lawinenrutschen	Mäßig gut wasserversorgte, ± kalkhaltige, nährstoffärmere, halbschattige Standorte in Lawinenrutschen	Schlecht wasserversorgte, kalkarme, nährstoffarme, schattige Standorte in Lawinenrutschen
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (> 50 Individuen)	Mittelgroße Population (10–50 Individuen)	Kleine Population (< 10 Individuen)

75.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

75.3 Bewertungsanleitung

75.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

Die Bewertung der lokalen Populationen von *Eryngium alpinum* sollte alle vier Jahre wiederholt werden.

75.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

76 1614 APIUM REPENS [(JACQ.) LAG.]

76.1 Schutzobjektsteckbrief

76.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Kriech-Sellerie, Kriechender Sumpfschirm

Synonyme: *Helosciadium repens* (Jacq.) Koch, *Apium nodiflorum* Lag. subsp. *repens* (Jacq.) Thell.

Anmerkungen zu Variabilität: STÖHR et al. (in Druck) beobachteten bei Individuen aus häufig gemähten Rasenflächen unregelmäßig abgegrenzte, schwarze Flecken an der Basis der Blattabschnitte. Die Autoren erwägen, ob diese Fleckung auf Anthocyan-Einlagerungen als Folge des hohen Lichtgenusses an den Sekundärhabitaten zurückzuführen sein könnte.

76.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Dicotyledoneae, Araliales, Apiaceae

Merkmale (vor allem nach CASPER & KRAUSCH, 1981): *Apium repens* ist ein Hemikryptophyt, dessen Stängel auf der ganzen Länge kriechen und an fast allen Knoten wurzeln. Die Achsen können entweder am Boden aufliegen oder im Wasser fluten; sie erreichen eine Länge von ca. 10–30 cm. Die Pflanzen haben keinen typischen Sellerie-Geruch. Die Laubblätter sind einfach gefiedert, die Teilblätter im Umriss eiförmig und grob gezähnt. Die drei bis sechs-strahligen Doppeldolden tragen weiße Blüten, die insekten- oder selbstbestäubt sind. Die Hülle besteht aus 3–6, das Hüllchen aus 5–7 Hochblättern. Die rundlichen Früchte sind 0,7–1 mm lang, die Teilfrüchte werden durch Wind, Wasser oder exozoochor durch Tiere ausgebreitet.

Chromosomenzahl: $2n = 22$ (BAKSAY, 1956; Material aus Ungarn)

Verwechslungsmöglichkeiten: *A. repens* kann mit schlechtwüchsigen, kleinen und nicht blühenden Individuen von *Berula erecta* (Berle), die ähnliche Habitate besiedelt, verwechselt werden. Sehr ähnlich ist außerdem *Apium nodiflorum*, das aber in Österreich nicht vorkommt.

76.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Apium repens ist eine wintergrüne, grundblattrosettenlose, hemikryptophytische Kriechstaude. Je nach Standort fluten die Triebe im Wasser oder bilden aufrechte Lufttriebe. Wie viele Arten, die im Bereich wellenbeeinflusster Standorte siedeln, bildet auch *Apium repens* dichte, klonal wachsende Bestände. Dies gewährleistet eine gute Verankerung der Pflanzen im Substrat. Die Blühperiode beginnt in den planar-kollinen Lagen Anfang Juni und kann bei Mahd oder Beweidung bis zum ersten Frost andauern. Insektenbesuch kann beobachtet werden (Schratt-Ehrendorfer, unveröff.), wegen der Kleinheit der Blüten könnte man auch Wind- oder Selbstbestäubung vermuten. Die generative Vermehrung erfolgt über kleine Früchte, der Fruchtansatz scheint aber oft gering zu sein (NEILREICH, 1857-1858; SCHRATT-EHRENDORFER, 2001). Vor allem an Sekundärstandorten dürfte auch Ausbreitung über Rhizomstücke erfolgen (SCHRATT-EHRENDORFER, 2001). SCHOSSAU (2000, zitiert in STÖHR et al., in Druck) konnte die Regeneration von Sprossfragmenten nachweisen. Auch ZUKOWSKI et al. (1988) messen der vegetativen Ausbreitung eine bedeutende Rolle zu.

76.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Die ursprünglichen Wuchsorte von *Apium repens* liegen nach aktuellen Vorkommen und alten Florenwerken zu schließen im flachen, zeitweise überschwemmten, nicht zu dicht bewachsenen Uferbereich von nährstoff- und basenreichen Seen, Teichen, Altwässern, Gräben und in Quellfluren (LEDERBOGEN et al., 2001; OBERDORFER, 2001; SCHRATT-EHRENDORFER, 2001). OBERDORFER (2001) führt *Apium repens* als Verbandscharakterart des Agropyro(Elymo)-Rumicion (Flutrasen). Die Art wächst vor allem in der planar-kollinen Stufe, seltener auch in der Montanstufe; Sekundärvorkommen treten am Alpennordrand sogar bis in 1100 m Seehöhe auf (STÖHR et al., im Druck). Die Wuchsorte von *Apium repens* weisen eine natürliche Störungsdynamik auf, die auf Wellenschlag und fluktuierende Wasserstände zurückzuführen ist. Im Gegensatz zu den Sekundärvorkommen genießen die semiaquatischen Primärvorkommen, wie zum Beispiel an einem Weiher im Außerfern zusammen mit höherwüchsigen Uferpflanzen (Schratt-Ehrendorfer, unveröff.), nicht immer volle Lichtstärke (SCHOSSAU, 2000, zitiert in STÖHR et al., im Druck).

An seminatürlichen, betretenen Uferstandorten des ausgebaggerten Großenzersdorfer Arms in den Donauauen südöstlich von Wien wächst *Apium repens* in Begleitung von *Agrostis stolonifera*, *Alisma plantago-aquatica*, *Berula erecta*, *Bidens tripartita*, *Bidens frondosus*, *Bolboschoenus maritimus*, *Cyperus fuscus*, *Galium elongatum*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia nummularia*, *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria*, *Mentha aquatica*, *Myosoton aquaticum*, *Odontites vulgaris*, *Ranunculus repens*, *Scutellaria galericulata*, *Sium latifolium*, *Stachys palustris* u. a. (STÖHR et al., im Druck, G. & M. A. Fischer in Schratt-Ehrendorfer, 2001).

An Sekundärstandorten besiedelt die Art feuchte, extensiv genutzte Weiden (FUKAREK & VOIGTLÄNDER, 1982; LEDERBOGEN et al., 2001), feuchte Ruderalstellen sowie feuchte bzw. wechselfeuchte parkrasenähnliche Grasfluren und Parkrasen (SPRINGER, 1995; BARTH et al., 2000; STROBL, 2000; SCHRATT-EHRENDORFER, 2001; STÖHR et al., 2002; STÖHR et al., im Druck).

Die parkrasenähnlichen Grasfluren werden von STÖHR et al. (im Druck) auch als „Mehrschnittrasen“ oder „Scherrasen“ bezeichnet und befinden sich in Parkanlagen, Freibädern, Friedhöfen, Fußballplätzen sowie an Badeseen. Sie siedeln meist in wasserstauenden Muldenlagen, wo nach Niederschlägen oder künstlicher Bewässerung einige Zeit Staunässe herrscht. Sie werden regelmäßig, meist öfter als zehnmal während einer Vegetationsperiode, gemäht. Das Kurzhalten der konkurrenzierenden Vegetation verschafft *Apium repens* vollen Lichtgenuss und ermöglicht der Art auch in geschlossener Vegetation zu gedeihen. STÖHR et al. (im Druck) weisen darauf hin, dass es sich bei den Rasen stets um ältere, „gewachsene“ Rasenflächen handelt und nicht um junge, aus Rasenmischungen entstandene Grünflächen. Parkrasenvorkommen von *Apium repens* sind bisher in Österreich an regelmäßig bewässerte Friedhöfe in Wien (SCHRATT-EHRENDORFER, 2001) bzw. an das regenreiche Salzburger Alpenvorland (Flachgau) gebunden. Die Begleitarten der Salzburger Sekundärvorkommen sind pflanzensoziologisch zu 25 % Vertreter der Agrostietalia bzw. des Agropyro-Rumicion und zu 34 % Vertreter der Molinio-Arrhenatheretea bzw. des Cynosurion. Fast 60 % der Begleitarten sind also Elemente der Kriechrasen und des Wirtschaftsgrünlandes. Floristisch wie standörtlich stehen die *Apium repens*-Parkrasen also zwischen dem Cynosurion und dem Agropyro-Rumicion (STÖHR et al., im Druck). Als Begleitarten in den Mehrschnittrasen treten u. a. *Bellis perennis*, *Lolium perenne*, *Lysimachia nummularia*, *Poa annua*, *Plantago lanceolata*, *Plantago major*, *Prunella vulgaris*, *Ranunculus repens*, *Taraxacum officinale* agg., *Trifolium pratense* oder *Trifolium repens* regelmäßig auf, im Osten Österreichs auch *Cynodon dactylon* (STÖHR et al., im Druck; Schratt-Ehrendorfer, unveröff.).

LEDERBOGEN et al. (2001) geben *Apium repens* als Leitart großflächiger, extensiv genutzter Rinderweiden im voralpinen Hügel- und Moorland Oberbayerns an, wo die Art heute an Sekundärstandorten ihren Verbreitungsschwerpunkt in Deutschland hat (BARTH et al., 2000; STÖHR et al., im Druck). In ca. 50 ha großen Allmendeweiden weist *Apium repens* durchschnittlich etwa 500 Rameten/ha auf; die höchsten Deckungsrate erreicht die Art allerdings in Flutrasen von Gräben.

Weitgehend entsprechende Verhältnisse schildern FUKAREK & VOIGTLÄNDER (1982) sowie VOGEL & BÜSCHER (1988) für Nordost- und Norddeutschland. *Apium repens* benötigt auch dort die ständige Auflichtung der Vegetationsdecke und die regelmäßige Entstehung neuer, vegetationsfreier oder -armer Pionierstandorte bei gleichzeitig erhöhter Bodenfeuchte. VOGEL & BÜSCHER (1988) geben die Art mit 70–80 % Deckung aus dem offenen Uferbereich eines ehemaligen Baggersees in Westfalen an. Im selben Gebiet liegt ein weiterer Fundpunkt in einem Altarm, wo *Apium repens* zum Teil in einem Kleinröhricht naturnah mit *Nasturtium microphyllum* und *Glyceria fluitans* vergesellschaftet wächst.

FFH-Lebensraumtypen: Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit Isoeto-Nanojuncetea-Arten

3150 Natürliche eutrophe Seen

3270 Flüsse mit Schlammbänken

Ökologische Zeigerwerte (LANDOLT, 1977): F5?wi R3 N4 H5 D5 L3 T4 K2

76.1.5 Populationsökologie

In den Ufersäumen von Primärstandorten (Seen, Altwässer, Bäche, Gräben, Quellfluren) unterwandert *Apium repens* mit seinem Ausläufersystem die Begleitarten und bildet mit ihnen niederwüchsige, manchmal beinahe schwimmrassenartige Bestände. Wie viele Arten halboffener Standorte wird *Apium repens* durch dichter werdende Vegetation oder das Einwandern höherwüchsiger Pflanzen rasch verdrängt. FUKAREK & VOIGTLÄNDER (1982) beobachteten, dass die Ausläufer im dichten Unterwuchs nicht mehr den Erdboden erreichen und daher allmählich vertrocknen.

An feuchten Sekundärstandorten gewinnt die Art durch Öffnen der Standorte durch Viehtritt oder Bade- und Freizeitaktivitäten. An rasenartigen Sekundärstandorten, wo nicht Beweidung sondern mehrmalige Mahd pro Jahr das Vorkommen der Art ermöglicht, bildet *Apium repens* an relativ trockeneren Standorten zwar niedrigwüchsige aber dicht geschlossene Herden, die selbst höherwüchsige Pflanzen am Aufkommen hindern. Diese Herden, die vermutlich einem Klon entsprechen, können über einen Quadratmeter groß werden (SCHRATT-EHRENDORFER, 2001).

76.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1978): sm-temp·oz₁₋₂ **EUR** disj

Florenelement (MEUSEL et al., 1978): westmed – west – zentralsubmed – westpann – atl – subatl – (herc)

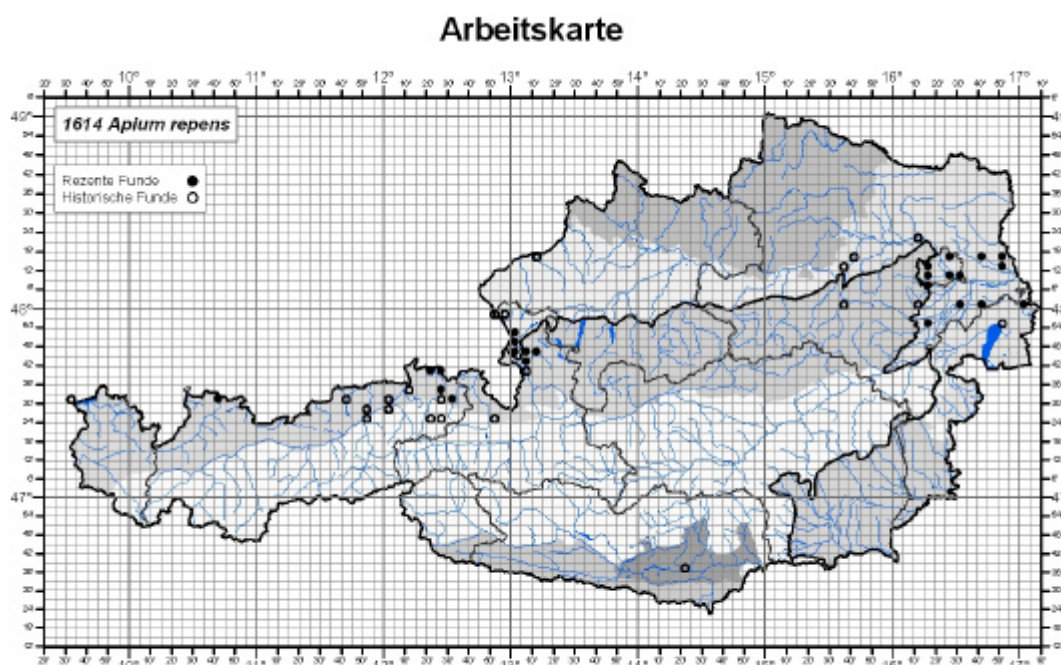
Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Alpine und Kontinentale Region

Vorkommen in den Bundesländern: V†, T, S, K†, O†?, N, W, B

Apium repens ist ein europäischer Endemit. Sein Gesamtreal ist auf das ozeanische bis subozeanische, submeridionale bis nördlich temperate **Europa** mit Schwerpunkt in der planarkollinen Stufe beschränkt. Innerhalb Europas kommt die Art hauptsächlich in Mittel- und Osteuropa vor (TUTIN, 1978), in Westeuropa ist sie selten.

In **Österreich** kam *Apium repens* ehemals mit Ausnahme der Steiermark in allen Bundesländern vor. Besonders reiche Vorkommen lagen in Niederösterreich, wo sie NEILREICH (1857–1858) für das Marchfeld, das Marchtal und die Feuchte Ebene südlich von Wien als „gemein“ und „oft massenhaft“, und für die Donauauen als „selten“ angibt. Auch heute kommt *Apium repens* hier noch am relativ häufigsten an Primärhabitaten vor (Donauauen oberhalb von Wien, Lobau; Marchtal; Feuchte Ebene), während es in den übrigen Bundesländern ausgestorben ist oder nur sehr punktuelle Vorkommen hat. Rezente Funde aus Tirol stammen aus der Umgebung Kitzbühels und aus dem Außerfern (SCHRATT-EHRENDORFER, 2001) sowie im Burgenland aus der Umgebung von Gattendorf (Barta, unveröff.)

In Wien und Salzburg (Flachgau) siedelte sich *Apium repens* in den letzten Jahren an Sekundärstandorten in regelmäßig gemähten Rasen an (SCHRATT-EHRENDORFER, 2001; STÖHR et al., im Druck). Aus Norddeutschland liegen bereits seit 20 Jahren Beobachtungen zur sekundären Ausbreitung der Art vor (FUKAREK & VOIGTLÄNDER, 1982, VOGEL & BÜSCHER, 1988), neuerdings auch aus Bayern (BARTH, 2000; LEDERBOGEN et al., 2001).



Stand März 2004

umweltbundesamt

76.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: vom Aussterben bedroht

ECE: europaweit gefährdet

Österreich: vom Aussterben bedroht, im Rheintal und Bodenseegebiet (POLATSCHEK et al., 1997) sowie im Klagenfurter Becken (HARTL et al., 1992) bereits ausgestorben, ausgerottet oder verschollen (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999).

Obwohl in Österreich von *Apium repens* derzeit knapp 40 Fundorte jüngeren Datums bekannt sind, wurde die Art wegen ihrer sensiblen Feuchthabitate und der Kleinheit aller ihrer Populationen als vom Aussterben bedroht eingestuft. Diese Einstufung gilt aber nur für die höchstens

10 Populationen an Primärhabitaten bzw. naturnahen Standorten und nicht für Sekundärvorkommen in häufig geschnittenen Grasflächen, die den größten Teil der rezenten Funde ausmachen.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Schutzstatus in Österreich: Naturschutzverordnungen in den Bundesländern (Stand 1998)

T: nicht geschützt, S: vollkommen geschützt, K: vollkommen geschützt, O: nicht geschützt, W: nicht geschützt, B: nicht geschützt.

Entwicklungstendenz: *Apium repens* ist an Primärstandorten in seinem gesamten Verbreitungsgebiet stark im Rückgang (TUTIN, 1968).

Gefährdungsursachen: In Österreich sind dieselben Faktoren für den Rückgang von *Apium repens* an Primärstandorten verantwortlich, wie sie zum Beispiel VOGEL & BÜSCHER (1988), GREEN (1980) oder KÄSERMANN (1999) für Deutschland, West- und Nordeuropa oder die Schweiz angeben: Durch Drainagemaßnahmen, Hochwasserschutzbauten und Flussregulierungen werden der Grundwasserspiegel abgesenkt, die jährlichen Überschwemmungen eingedämmt oder nivelliert sowie ufernahe Sand- und Schlammstandorte durch nicht besiedelbare Blocksteinwürfe ersetzt. Standorte im Grünland werden durch Düngung eutrophiert und somit zerstört, die Weidewirtschaft wird intensiviert, Wassergräben zugeschüttet und Feuchtwiesen trockengelegt. Dazu kommen noch die Nutzung von Seeufnern für Freizeitaktivitäten und zur Ablagerung von Mähgut etc., die der ohnehin seltenen Art zusetzen. Als „natürliche“ Gefährdungsfaktoren sind die Seltenheit der Art, die Kleinheit der Populationen und die Sukzession von offenen hin zu geschlossenen Standorten anzuführen. Die Vorkommen von *Apium repens* in Kärnten wurden 1960 das letzte Mal beobachtet, und danach durch Nährstoffzunahme und Umwandlung eines Großteils der Standorte in Maisäcker vernichtet (KNIELY et al., 1995).

Die Gefährdungsursachen für *Apium repens* an Sekundärstandorten fassen STÖHR et al. (im Druck) zusammen: Bepflanzungen, Nivellierungen, Grabungen oder Bodenumbruch mit nachfolgender Aussaat von Rasenmischungen, zu geringe Mahdfrequenz sowie zu intensiver Betritt der nur mäßig trittfesten Art. Auf den Wiener Friedhöfen könnte außerdem das Ausbleiben regelmäßiger Bewässerung der Gräber den Rückgang der Art verursachen.

76.1.8 Verantwortung Österreichs

Apium repens ist in Mitteleuropa zwar weit verbreitet, seine Vorkommen sind aber sehr zerstreut und überall von einem starken Rückgang betroffen. Die Verantwortung Österreichs für die Bestände der Art ist also hoch. Die verbliebenen Primärvorkommen sollten unbedingt geschützt werden.

In letzter Zeit werden vor allem in Deutschland und Österreich immer wieder Sekundärvorkommen von *Apium repens* entdeckt. Diese Vorkommen in Rinderweiden, an Badeteichen oder auf Gräbern können nicht als Ersatz für die Primärhabitats an Ufern verschiedener Gewässertypen angesehen werden.

76.1.9 Kartierung

Da *Apium repens* sehr unauffällig ist, kann sowohl an Primär- wie auch an Sekundärhabitaten vereinzelt mit neuen Nachweisen gerechnet werden. Viele der Standorte sind nur sehr kleinräumig ausgebildet und ihre sensiblen hydrologischen Verhältnisse leicht störfähig. Es ist daher zu fürchten, dass auch Vorkommen aus jüngerer Zeit mittlerweile erloschen sind.

76.1.10 Wissenslücken

Die Kenntnisse über *Apium repens* an Primärstandorten sind längst nicht so gut wie die über Vorkommen an Sekundärstandorten. Die Art kann bei einer Verschlechterung der Standortbedingungen sehr schnell durch höherwüchsige Pflanzen verdrängt werden. Es sollte daher geprüft werden, ob *Apium repens* tatsächlich noch an allen genannten Primärhabitaten existiert.

Es wäre wünschenswert, alle Primärstandorte von *Apium repens* regelmäßig aufzusuchen, um ihre Populationsentwicklung zu verfolgen. Wegen des klonalen Wachstums der Art ist es nicht möglich, Individuen zu zählen. Die Erfassung der Anzahl der bewurzelten Rosetten würde aber wertvolle Anhaltspunkte für die Entwicklung der Populationen liefern. Durch die Klärung der folgenden Fragen könnte die Intensität der vegetativen Vermehrung besser beurteilt werden: wie viele ausläuferartige Kriechtriebe werden von einer Mutterpflanze gebildet und wie lange werden diese Kriechtriebe? Außerdem wäre es lohnend zu ermitteln, in welchem Alter die Blattrosetten blühhfähig werden.

Es wäre möglich, dass die Sekundärorkommen von *Apium repens* genetisch einheitlicher sind als die Vorkommen der Art an Primärstandorten. Die Anwendung molekularbiologischer Methoden könnten bei der Klärung dieser Frage helfen.

76.1.11 Literatur und Quellen

- BAKSAY, L. (1956): Cytotaxonomical studies on the Flora of Hungary. – Ann. Hist. Nat. Musei Nat. Hungarici, S. N. 7: 321–334.
- BARTH, U.; GREGOT, T.; LUTZ, P.; NIEDERBICHLER, C.; PUSCH, J.; WAGNER, A. & WAGNER, I. (2000): Zur Bedeutung extensiv beweideter Nassstandorte für hochgradig bestandsbedrohte Blütenpflanzen und Moose. – Natur und Landschaft, 75/7: 292–300.
- CASPAR, S. J. & KRAUSCH, H.-D. (1981): *Pteridophyta* und *Anthophyta*. Teil 2. *Saururaceae* bis *Asteraceae*. – In: Ettl, H.; Gerloff, J. & Heynig, H.: Süßwasserflora von Mitteleuropa; Bd. 24. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- FUKAREK, F. & VOIGTLÄNDER, U. (1982): Zur Verbreitung von *Apium repens* im Norden der DDR. – Bot. Rundbrief f. d. Bez. Neubrandenburg, Bd. 13: 3–12.
- GREEN, F. H. W. (1980): Current field drainage in Northern and Western Europe. – Journ. Environm. Management, Bd.10: 149–163.
- HARTL, H.; KNIELY, G.; LEUTE, G. H.; NIKLFELD, H. & PERKO, M. (1992): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Kärntens. – Naturwiss. Ver. Kärnten, Klagenfurt.
- KÄSERMANN, C. (1999): *Apium repens* (Jacq.) Lag. – Kriechender Eppich – *Apiaceae*. – In: BUWAL (Hrsg.): Merkblätter Artenschutz — Blütenpflanzen und Farne. – Bern.
- KNIELY, G.; NIKLFELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1995): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen Kärntens. – Carinthia II, 185/105: 353–392.
- LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 64: 1–208.
- LEDERBOGEN, D.; KAULE, G. & ROSENTHAL, G. (2001): *Apium repens* als Leitart großflächiger Rinderweiden im voralpinen Hügel- und Moorland Oberbayerns. — Ber. Bayer. Bot. Ges. 71: 41–42.
- MEUSEL, H. et al. (1978): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. II. (Text) – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- NEILREICH, A. (1857–1858 [„1859“]): Flora von Nieder-Oesterreich. – Carl Gerold's Sohn, Wien.
- NIKLFELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In NIKLFELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152. – austria medien service, Graz.

- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – E. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- POLATSCHKEK, A. (1997): Flora von Nord-Tirol, Ost-Tirol und Vorarlberg. – Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum.
- SCHOSSAU, C. (2000): Untersuchungen zur Autökologie und standörtlichen Einnischung von *Apium repens* (Jacq.) Lag. in Oberbayern. – Unveröff. Diplomarb. Univ. Marburg.
- SCHRATT-EHRENDORFER, L. (2001): *Apium repens* (Apiaceae) — eine botanische Homestory über eine in Österreich vom Aussterben bedrohte Art. – *Neilreichia*, 1: 79–83.
- SPRINGER, S. (1995): Zwergbinsen- und Flutrasengesellschaften im Landkreis Altötting. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.*, 65: 65–70.
- STROBL, W. (2000): Bemerkenswerte Funde von Gefäßpflanzen im Bundesland Salzburg, XIV. – *Mitt. Ges. Salzburger Landeskn.*, 140: 375–384.
- STÖHR, O.; SCHRÖCK, C. & STROBL, W. (2002): Beiträge zur Flora der Bundesländer Salzburg und Oberösterreich. – *Linzer biol. Beitr.*, 34/2: 1393–1505.
- STÖHR, O.; GEWOLF, S. & NIEDERBICHLER, C. (in Druck): *Apium repens* (Jacq.) Lag. in Scherrasen — eine FFH-Art auf Irrwegen?. – *Ber. Bayer. Bot. Ges.*
- TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; MOORE, D. M.; VALENTINE, D. H.; WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1968): *Flora Europaea*. Bd. 2: *Rosaceae* to *Umbelliferae*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- VOGEL, A. & BÜSCHER, D. (1988): Verbreitung, Vergesellschaftung und Rückgang von *Apium repens* (Jacq.) Lag und *Teucrium scordium* L. in Westfalen. – *Floristische Rundbriefe*, Bd. 22(1): 21–30.
- WITTMANN, H.; SIEBENBRUNNER, A.; PILSL, P. & HEISELMAYER, P. (1987): Verbreitungsatlas der Salzburger Gefäßpflanzen. – *Sauteria* 2: 403 S.
- ZUKOWSKI, W.; LATOWSKI, K.; JACKOWIAK, B. & CHMIEL J. (1988): *Apium repens* (Jacq.) Lag. – In: JASIEWICZ, A. (Hrsg.): *Materials for the knowledge of the rare and endangered species of Poland. Part I.* – *Frag. Flor. Geobot.*, 33 (3–4): 284–290.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

S. Gewolf, O. Stöhr, C. Niederbichler (westliches Österreich und Bayern), T. Barta, G. Fischer, L. Schrott-Ehrendorfer (östliches Österreich)

76.2 Indikatoren und Schwellenwerte

76.2.1 Indikatoren für Populationen auf lokaler Ebene

Die Indikatoren gelten für Standorte von *Apium repens* an natürlichen (z. B. Ufersäume ungestörter, natürlicher Gewässer) oder naturnahen (z. B. Ufersäume an künstlichen Gewässern; stark betretene Ufersäume, feuchte Viehweiden) Standorten, aber nicht für Vorkommen in mehrmals jährlich gemähtem, parkrasenartigem Grünland (z. B. Friedhöfe).

Habitatindikatoren	A	B	C
--------------------	---	---	---

Habitat	Stark lückige (< 50 % Vegetationsdeckung), semiaquatische oder semiterrestrische, nasse oder terrestrische, (wechsel)nasse Standorte mit voller Besonnung. Im Uferbereich von Gewässern, wo randlicher Lichteinfall möglich ist, kann die Begleitflora auch höherwüchsig sein (bis 20 cm hoch), sonst kurzrasige Vegetation bis maximal 5(10) cm Höhe	Offene (zwischen 50 und 90 % Vegetationsdeckung), (wechsel)nasse bis feuchte, halbschattige Standorte. Die Vegetation ist höherwüchsig (> 10 cm)	Fast geschlossene bis geschlossene (90–100 % Vegetationsdeckung), beschattete Standorte. Die Vegetation ist aufgrund fehlender regelmäßiger Störung (Überschwemmungen, Betritt, Mahd, Beweidung) hochwüchsig; der Standort ist wechsellass bis frisch
Populationsindikatoren ⁶⁵	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (Deckung = 4 nach Braun-Blanquet oder mindestens 500 Sprosse auf einer Fläche von 5 m ²)	Mittelgroße Population (Deckung 2–3 nach Braun-Blanquet oder zwischen 100 und 500 Sprosse auf 5 m ²)	Kleine Population (Deckung = 1 nach Braun-Blanquet oder weniger als 100 Sprosse auf 5 m ²)

76.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

76.3 Bewertungsanleitung

76.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat			
		A	B	C	
Bestand	A		A	A	B
	B		B	B	C
	C		C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

⁶⁵ Wegen des klonalen Wuchses ist es günstiger die Zahl der Sprosse anzugeben, als sich auf Individuen zu beziehen

Die Bewertung der lokalen Populationen sollte an den naturnahen Standorten wegen der besonderen Sensibilität der Feuchtstandorte von *Apium repens* alle zwei Jahre wiederholt werden.

76.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

77 1670 MYOSOTIS REHSTEINERI (WARTM.)

77.1 Schutzobjektsteckbrief

77.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Bodensee-Vergissmeinnicht

Synonyme: *M. palustris* subsp. *caespititia* (DC) E. Baumann, *M. scorpioides* subsp. *caespititia* (DC) E. Baumann

77.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Dicotyledoneae, Boraginales, Boraginaceae

Merkmale (vor allem nach PEINTINGER, 1996): *Myosotis rehsteineri* hat 2–10 cm, selten bis 25 cm lange, niederliegende Sprosse, die dichte Rasen mit bis zu 30 cm Durchmesser bilden. Die Stängel sind kahl oder mit aufwärtsgerichteten Haaren besetzt. Die 1–3 cm langen, lanzettlichen oder ovalen Blätter sind beidseitig anliegend behaart oder kahl, alle Haare sind gegen die Blattspitze gerichtet. Die Krone ist kräftig hellblau gefärbt, der Kronsaum hat einen Durchmesser von (6)8–12 mm, bei weiblichen Blüten von 4–6 mm. Die Blüten sind in 1–2-ästigen, 5–20-zähligen, deckblattlosen Blütenständen ohne Bereicherungstriebe, angeordnet. Der Kelch ist bis auf 2/3 der Länge eingeschnitten und etwa so lang wie der Fruchtsiel.

Chromosomenzahl: $2n = 22$ (GEITLER, 1936; MERXMÜLLER & GRAU, 1963; an Material vom Bodensee)

Verwechslungsmöglichkeiten: Früher wurde *Myosotis rehsteineri* als Unterart von *Myosotis scorpioides* geführt, mit der es auch verwechselt werden könnte. *Myosotis scorpioides* hat aber Achsen, die an der Basis abstehend behaart sind, Blätter, die nicht nur nach vorne gerichtete Haare tragen, Kronen, die nur 5–8 mm lang sind, Fruchtsiele, die zweimal so lang wie der Kelch sind, und ist mit 15–50 cm langen, meist aufrechten Sprossen höherwüchsig als *Myosotis rehsteineri*.

77.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Myosotis rehsteineri ist eine immergrüne, ausdauernde Halbrosettenstaude mit oberirdischen, kurzen Ausläufern, die niedrige Rasen bildet. Die Blüten sind gynodiözisch, d. h. außer den größeren Zwitterblüten treten auch kleinere, rein weibliche Blüten auf. Die Blütezeit liegt je nach dem Verlauf der Wasserstände bevorzugt im Frühjahr zwischen Mitte März und Mai. Seltener kommen Pflanzen auch im Spätsommer zur Blüte. Die großen, auffallenden Stieltellerblumen werden von verschiedenen Insekten bestäubt, denen ein gelb kontrastierender Saftmalring den Weg in die kurze Kronröhre weist. Da die Standorte von *Myosotis rehsteineri* bereits im Mai überschwemmt werden, ist die Zeit um Samen zu bilden sehr kurz. In Jahren mit schnell ansteigendem Wasserstand können die Samen nicht reifen (PEINTINGER, 2003). Die reifen, vierspaltigen Klausenfrüchte werden ausgestreut und können durch Wasser ausgebreitet werden. Nach TRAXLER (1998) dürfte aber die Fernausbreitung der Früchte keine größere Rolle spielen, da die Neueroberung der Standorte immer konzentrisch und nur über kurze Strecken von einem bestehenden Bestand aus erfolgt. Nicht jeder Standort wird daher sofort besiedelt, sondern nur, wenn auch ein *Myosotis*-Bestand in der Nähe vorhanden ist. Die Samen lassen sich im Experiment kaum zur Keimung stimulieren. Zumindest im Experiment kann sich *Myosotis rehsteineri* auch aus abgebrochenen Pflanzenteilen, die sich rasch wieder bewurzeln, vegetativ vermehren (TRAXLER, 1998).

Das Bodensee-Vergissmeinnicht lässt sich, zumindest über wenige Jahre, einfach kultivieren und vermehren (KÄSERMANN, 1999).

77.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Myosotis rehsteineri kommt im Uferbereich von Voralpenseen und -flüssen in der submontanen Stufe vor. Es besiedelt am oberen Rand des Eulitorals offene, mehr oder weniger nährstoffarme, kalkhaltige, tonige Sand- und Kiesböden (OBERDORFER, 2001). *Myosotis rehsteineri* ist auf große Wasserstandsschwankungen, die am Bodensee bis zu 1,5 Meter betragen können (TRAXLER, 1993), angewiesen. Anderenfalls verläuft die Sukzession zu rasch und die Art wird verdrängt. Die Vorkommen beschränken sich auf den Bereich zwischen Mittelwasserlinie und mittlerer Hochwasserlinie (LANG, 1973; THOMAS et al., 1987). Die sommerliche Überflutung beträgt am Bodensee 5–21 Wochen (PEINTINGER, 1995, zitiert in TRAXLER, 1998), ihre Dauer schwankt also zwischen einzelnen Jahren beträchtlich. Nach JÄGGI (ined., Anmerkung auf einem Herbarbeleg im Herbarium WU) wächst *Myosotis rehsteineri* nur auf altem, inkrustiertem, festliegendem Kies, der vom Wellenschlag nicht mehr verschoben wird. Die Kiesufer liegen meist nur im Frühling trocken, sind aber im Sommer und Herbst selbst bei mittleren Wasserständen überflutet.

Wenn in einem oder mehreren Jahren die Überschwemmungen ausbleiben, sie im Jahr darauf aber wieder lange anhalten, so kann das zu einem drastischen Rückgang von Strandrasen mit *Myosotis rehsteineri* führen. Da die höheren Uferniveaus nach den trockeneren Jahren von Verlandungsgesellschaften beherrscht werden, bieten sie nur mehr wenig Platz für Arten der Strandlingsfluren. Erst wenn länger anhaltende Überschwemmungen die Flutrassen und Röhrichte eliminieren, stellen sich für die Strandlingsrasen und somit auch für *Myosotis rehsteineri* wieder günstigere Verhältnisse ein (TRAXLER, 1998, nach verschiedenen Autoren).

Myosotis rehsteineri wird als Charakterart des Deschampsietum rhenanae (Strandschmielen-Gesellschaft) geführt (TRAXLER, 1993; OBERDORFER, 2001), wo es unter anderem oft gemeinsam mit den ebenfalls sehr seltenen und hoch gefährdeten Arten *Deschampsia littoralis*, *Littorella uniflora* und *Ranunculus reptans* vorkommt. Selten dringt die Art auch in die benachbarten Gesellschaften wie das Littorello-Eleocharitetum acicularis des unteren Eulitorals und das Catabrosetum aqaticae ein (LANG, 1965, THOMAS et al., 1987).

FFH-Lebensraumtyp: 3131 Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Littorelletalia-Arten

Ökologische Zeigerwerte (ELLENBERG, 1979): L9 T6 K4 F10 R9 N2

77.1.5 Populationsökologie

Myosotis rehsteineri ist wegen seiner Kleinheit eine konkurrenzschwache Art. Die nötigen offenen Standorte entstehen durch Wellenschlag, Eisgang und starke Wasserstandsschwankungen. Das sind Bedingungen, die höherwüchsige und daher konkurrenzkräftigere Arten nicht ertragen. Bei längerer Überschwemmung bildet *Myosotis rehsteineri* keine Blüten. Dies wird mit verstärkter vegetativer Vermehrung durch Bildung kurzer Ausläufer kompensiert.

DIENST (1994) dokumentierte, wie stark die Populationsgrößen in den verschiedenen Jahren von den unterschiedlichen Hochwasserereignissen abhängen. Wenn die Pflanzen durch spät auftretende Hochwässer reichlich Samen bilden, hat das eine starke Zunahme der Individuenzahlen, aber auch der Populationen, zur Folge. Nach TRAXLER (1998) baut *Myosotis rehsteineri* aber vermutlich keinen langlebigen Samenpool auf. Sind die Populationen einmal erloschen, kommt es kaum zu einer Wiederansiedlung der Art (PEINTINGER, 2003). Für das langfristige Überleben des Bodensee-Vergissmeinnichts ist es daher wichtig, dass immer eine

breitgestreute potentielle Standortvielfalt vorhanden ist, wo sich die Art gemäß dem Überflutungsregime einnischen kann.

Solange die Wuchsorte nicht verlanden, ist *Myosotis rehsteineri* gegenüber den übrigen Strandlings-Arten relativ konkurrenzstark. Es bildet große Polster, die sich hexenringartig ausbreiten und die sich nur schwer verdrängen lassen (TRAXLER, 1998).

77.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1978): (sm/perialp – temp/perialp) · oz₂ disj **EUR**

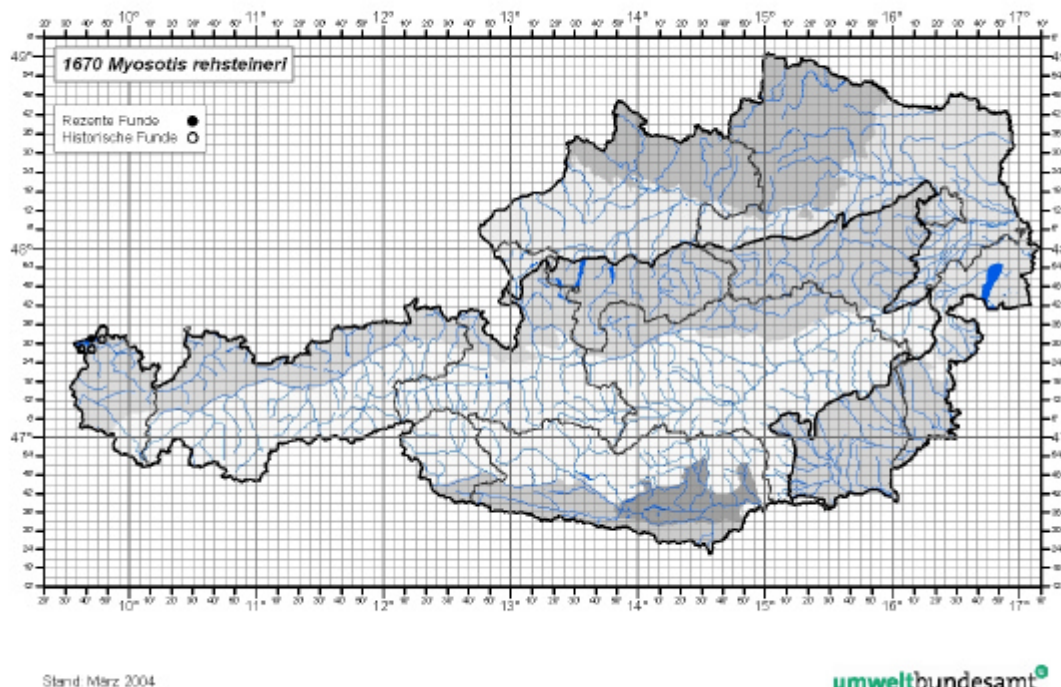
Florenelement (MEUSEL et al., 1978): insub/perialp – mittelalpmisch/perialp

Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Nur Alpine Region

Vorkommen in den Bundesländern: V

Myosotis rehsteineri ist ein Endemit präalpiner Gewässer, vor allem von Seen, und kommt ausschließlich im nördlichen und südlichen Alpenvorland Österreichs, Deutschlands, Italiens und der Schweiz vor. Angaben aus Liechtenstein (BALTISBERGER, 1981) werden von STRANG & DIENST (1995) angezweifelt. *Myosotis rehsteineri* wird als Glazialrelikt angesehen, das während der Kaltzeiten die Randbereiche der Gletscherrandseen säumte (BRESINSKY, 1965) und nacheiszeitlich an Reliktstandorte zurückgedrängt wurde. Am Bodensee besitzt die Art heute ihre Hauptvorkommen und tritt in allen Anrainerstaaten auf. Die bedeutendsten Fundstellen am deutschen Ufer liegen am Untersee und am Überlinger See, am Schweizer Ufer am Ober- und Untersee. Außerdem wächst bzw. wuchs *Myosotis rehsteineri* noch am Starnberger See in Bayern, am Genfer See in der Schweiz und in Italien an den insubrischen Seen sowie am Ticino-Ufer.

In **Österreich** kommt *Myosotis rehsteineri* nur am Bodensee in Vorarlberg vor, wo es westlich von Bregenz vor allem bei Hörbranz und Mehrerau noch bedeutendere Bestände bildet. Die Populationen bestehen im Gebiet Mehrerauer-Seeufer - Bregenzerachmündung aus größenordnungsmäßig etwa 50.000 Individuen. Neben dem Vorkommen am deutschen Bodenseeufer bei Konstanz dürfte das weltweit der größte Bestand des Bodensee-Vergissmeinnichts sein. Die Populationen unterliegen aber auch hier witterungsbedingt recht großen Schwankungen (M. Grabher, mündl. Mitteilung). Außerdem gibt es selten noch kleinere Vorkommen in nährstoffarmen Gewässern der näheren Bodensee-Umgebung (POLATSCHEK, 1997).



77.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: vom Aussterben bedroht

ECE: europaweit vom Aussterben bedroht

Österreich: stark gefährdet (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

Zwar liegt ein bedeutender Teil der Vorkommen von *Myosotis rehsteineri* im Naturschutzgebiet „Mehrerauer Seeufer - Bregenzerachmündung“. Wegen der Kleinheit des Verbreitungsgebietes und der Populationen und wegen des sensiblen Standortes, der mannigfachen Veränderungen ausgesetzt ist, wird *Myosotis rehsteineri* in Österreich trotzdem als „stark gefährdet“ eingestuft.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Schutzstatus in Österreich: vorhanden

Naturschutzverordnungen in den Bundesländern (Stand 1998)

V: geschützt.

Entwicklungstendenzen: *Myosotis rehsteineri* erlitt in ihrem gesamten Areal massive Rückgänge. Mit Ausnahme des Bodensees erlosch die Art weitgehend. So zum Beispiel am Genfersee, Luganersee und am Lago Maggiore. *Myosotis rehsteineri* gilt daher global als stark gefährdet (IUCN, 1998). Am Bodensee sind die Bestände im 20. Jahrhundert auf ca. 10 % geschrumpft, heute sind nur mehr weniger als 1 ha Strandrasen erhalten (KÄSERMANN, 1999).

Als die Strandrasen mit *Myosotis rehsteineri* in den letzten Jahrzehnten deutliche Rückgänge erlitten, erregte das wegen der Attraktivität und der „Prominenz“ der Art Aufsehen. Seither wird die Entwicklung der Bestände vor allem am Bodensee von allen Anrainerstaaten aufmerksam verfolgt. Damit gehört *Myosotis rehsteineri* zu den naturschutzfachlich am besten bekannten

Vertretern unter den prioritären Arten der FFH-Richtlinie. Durch geeignete Pflegemaßnahmen konnte insgesamt der weitere Flächenverlust gestoppt werden.

Gefährdungsursachen: Zu den Gefährdungsursachen, die ebenso für die Bestände in der Schweiz und Deutschland gelten, zählen Regulierung des Wasserstandes, veränderte Strömungsdynamik, Gewässerverschmutzung und dadurch Konkurrenz durch höherwüchsige Arten und Algenwatten, Verbuschung und Beschattung, Verbrennen von Mähgut am Strand, Wellenschlag durch Motorschiffe und Bootsverkehr, Freizeitaktivitäten, Betreten und Befahren, Bebauung und Befestigungen, Überschüttung und Auffüllung.

Durch die Entnahme von Uferschotter hatten sich am österreichischen Bodenseeufer bei Mehrerau die hydrologischen und strömungsphysikalischen Verhältnisse im sensiblen Lebensraum zwischen sommerlichem Hoch- und winterlichem Niederwasser sehr verschlechtert. Ungebremst auftreffende Wellen führten zu einer rückschreitenden Ufererosion bei gleichzeitiger Aufschüttung hochmobiler uferparalleler Kieswälle. Diese Kieswälle schieben sich vor allem bei starken Winden über die Strandlingsgesellschaften (<http://life-natur.bregenz.at>). Diese Sedimentverlagerungen haben sich als hauptsächliche Gefährdungsursachen für *Myosotis rehsteineri* erwiesen; lokal beeinträchtigen auch Treibholzablagerungen die Wuchsorte (M. Grabher, mündl. Mitteilung). Bei längerfristigem Trockenfallen der Uferstandorte kann das hochwüchsige Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) als Konkurrenz des kleinwüchsigen Bodensee-Vergissmeinnichts eine problematische Rolle spielen (TRAXLER, 1997). Eine weitere Bedrohung geht von der biogenen Verlandung im Schutz der Strandwälle aus, die zu zunehmender Verbuschung führt.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Um diesen Entwicklungen Einhalt zu gebieten, werden seit September 2001 im Rahmen des LIFE-Natur-Projektes „Lebensraumsicherung für das Bodensee Vergissmeinnicht (*Myosotis rehsteineri*)“ (<http://life-natur.bregenz.at>) gefährdete Uferabschnitte im Bereich Mehrerauer-Seeufer-Bregenzerrachmündung saniert. Im selben Projekt wird ein biologisches Monitoring mit folgenden Untersuchungen zu *Myosotis rehsteineri* durchgeführt (M. Grabher, mündl. Mitteilung): Im größten Bestand werden Transektuntersuchungen mit 2 x 2 Meter großen Dauerbeobachtungsflächen durchgeführt, die durch einzeln eine Frequenzanalyse auf 8m² ergänzt wird. In kleinen Vorkommen werden die Individuen ausgezählt.

Es macht Hoffnung, dass die Schweizer Populationen, die bis 1990 stark abnahmen, seit 1994 als Folge von Schutzmaßnahmen wieder deutlich erstarben. Am österreichischen Bodenseeufer existierten zu Beginn der 80er Jahre nur mehr drei, wenige Quadratmeter große Bestände von *Myosotis rehsteineri*, das damals akut vom Erlöschen bedroht war (Grabherr in TRAXLER, 1998). Mit Anfang der 90er Jahre hat die Art auch hier wieder explosionsartig zugenommen. Seit 1993 stagniert die Population mit leichten jährlichen Schwankungen TRAXLER (1998). Die Eutrophierung, die in den 90er Jahren zurückgegangen ist, stellt heute angeblich keine direkte Gefährdung der Strandrasen mehr dar (KÄSERMANN, 1999; PEINTINGER, 2003).

77.1.8 Verantwortung Österreichs

Die Verantwortung Österreichs für die Erhaltung von *Myosotis rehsteineri* ist hoch, da ein großer Anteil der noch erhaltenen Populationen am Vorarlberger Bodenseeufer liegt.

77.1.9 Kartierung

Neue Funde von *Myosotis rehsteineri* sind an neu entstandenen Pionierstandorten zwar denkbar, allerdings nur innerhalb oder an den Rändern des bekannten Verbreitungsgebietes.

77.1.10 Wissenslücken

Myosotis rehsteineri gehört zu den Arten, deren Standortsansprüche sehr gut untersucht wurden, in Österreich zum Beispiel durch TRAXLER (1996), und deren Gefährdungsursachen gut bekannt sind. In letzter Zeit werden im Rahmen von Monitoringmaßnahmen die Populationsgrößen durch Auszählen der Individuen erhoben (M. Grabher, mündl. Mitteilung). Dieses Monitoring sollte weiterverfolgt werden, um Standortsverschlechterungen so schnell wie möglich erkennen zu können.

77.1.11 Literatur und Quellen

- BALTISBERGER, M. (1981): *Myosotis rehsteineri* WARTM. im Ruggeller Riet (FL). – Ber. Geobotan. Inst. ETH Stiftung Rübel 48: 161–163.
- BRESINSKY, A. (1965): Zur Kenntnis des circumalpinen Florenelementes im Vorland nördlich der Alpen. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 57: 75–80.
- DIENST, M. (1994): Die Wasserstände des Bodensee-Obersees von 1893–1992. – Schriftenr. VG Bodensee, H 112: 147–162.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Scripta Geobotanica IX, 2. Aufl., Verlag Erich Goltze KG, Göttingen.
- GEITLER, L. (1936): Vergleichend-zytologische Untersuchungen an *Myosotis*. — Jb. wiss. Bot. 83 (5): 707–724.
- KÄSERMANN, C. (1999): *Myosotis rehsteineri* WARTM. – Bodensee-Vergissmeinnicht – *Boraginaceae*. – In: BUWAL (Hrsg.): Merkblätter Artenschutz — Blütenpflanzen und Farne. – Bern.
- LANG, G. (1965): Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. – Habilitationsschrift an der Technischen Hochschule Karlsruhe. – E. Schweizerbart, Stuttgart. 153 S.
- LANG, G. (1973): Die Vegetation des westlichen Bodenseegebietes. – Gustav Fischer-Verlag, Jena.
- MERXMÜLLER, H. & GRAU, J. (1963): Chromosomenzahlen aus der Gattung *Myosotis* L. – Ber. Dtsche. Bot. Ges. 76, 23–29.
- MEUSEL, H. et al. (1978): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. II. (Text) – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- NIKLFIELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In: NIKLFELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152. – austria media service, Graz.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – E. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- PEINTINGER, M. (1995): Die Strandschmielengesellschaft (*Deschampsietum rhenanae* OBERDORFER, 1957) im westlichen Bodenseegebiet – ein Vergleich von Vegetationsaufnahmen 1959 und 1993. – *Carolina* 53: 67–74.
- PEINTINGER, M. (1996): *Myosotis* L. 1753, Vergissmeinnicht. – In: SEYBOLD, O.; PHILIPPI, G. & WÖRZ, A. (Hrsg.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs 5: 110–122. – Ulmer, Stuttgart.
- PEINTINGER, M. (2003): Strandrasen am Bodensee: Bedeutung und Schutz. – AGBU-Archiv: Thema des Monats Mai 2003. – Arbeitsgruppe Bodenseeufer, Konstanz.
- POLATSCHKEK, A. (1997): Flora von Nord-Tirol, Ost-Tirol und Vorarlberg. Bd. 1 – Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum.
- STRANG, I. & DIENST, M. (1995): Zur Ökologie und aktuellen Verbreitung der Strandschmielengesellschaft (*Deschampsietum rhenanae*) am Bodensee. – Schr. Ver. Ges. Bodensee 113: 175–196.

- THOMAS, P.; DIENST, M.; PEINTINGER, M.; BUCHWALD, R. (1987): Die Strandrasen des Bodensees (*Deschampsietum rhenanae* und *Littorello-Eleocharietum acicularis*), Verbreitung, Ökologie, Gefährdung und Schutzmaßnahmen. – Veröff. Landesstelle Naturschutz Baden-Württemberg 62: 325–346.
- TRAXLER, A. (1993): *Littorelletea*. – In: GRABHERR, G. & MUCINA, L. (Hrsg.), Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- TRAXLER, A. (1996): Visualisierung der Vegetationsdynamik am Beispiel der Grenzzonenvegetation des österreichischen Bodenseeufer. – Arch. für Naturschutz und Landschaftspflege 35/2: 123–133.
- TRAXLER, A. (Hrsg.) (1997): Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings, Teil A. – Umweltbundesamt, Wien.
- TRAXLER, A. (1998): Monitoring der Strandrasen am österreichischen Bodenseeufer (Projektnummer 33). – In: TRAXLER, A. (Hrsg.): Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings, Teil B. – Umweltbundesamt, Wien.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

M. Grabher

77.2 Indikatoren und Schwellenwerte

77.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitat	Offene, stark besonnte Sand- oder Kiesböden mit über 90 % nacktem Substrat; im Uferbereich kalkhaltiger, nährstoffarmer bis höchstens mäßig nährstoffreicher Voralpengewässer mit großen Wasserstandsschwankungen und intakter Überflutungsrhythmik; keine nennenswerte Konkurrenz durch Fadenalgen oder hochwüchsige Blütenpflanzen	Sand oder Kiesböden mit dünner Ton- oder Schlammauflage und 50 bis 90 % nacktem Substrat; im Uferbereich kalkhaltiger, mäßig nährstoffreicher Voralpengewässer mit geringeren Wasserstandsschwankungen und leicht gestörter Überflutungsrhythmik; mäßige Konkurrenz durch Fadenalgen, die sich über den Pflanzen ablagern, oder durch beschattende hochwüchsige Blütenpflanzen	Sand oder Kiesböden mit weniger als 50 % nacktem Substrat und mit deutlicher Ton- oder Schlammauflage; im Uferbereich kalkhaltiger, nährstoffreicher Voralpengewässer mit geringen Wasserstandsschwankungen und gestörter Überflutungsrhythmik; Konkurrenz durch Fadenalgen, die sich über den Pflanzen ablagern und sie schädigen oder sogar zum Absterben bringen, sowie durch hochwüchsige, schattende Blütenpflanzen
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (> 1.000 Individuen), rei-	Mittelgroße Population (500–1.000 Individu-	Kleine Population (< 500 Individuen), gerin-

	che Samenproduktion	en), mäßig reiche Samenproduktion	ge oder keine Samenproduktion
--	---------------------	-----------------------------------	-------------------------------

77.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

77.3 Bewertungsanleitung

77.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

Wegen der starken Populationsschwankungen in verschiedenen Jahren sollte die Bewertung der lokalen Populationen von *Myosotis rehsteineri* jährlich wiederholt werden.

77.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

78 1689 DRACOCEPHALUM AUSTRIACUM (LINNAEUS)

78.1 Schutzobjektsteckbrief

78.1.1 Schutzobjekt

Deutsche Namen: Österreichischer Drachenkopf, Pontischer Drachenkopf

Synonyme: *Ruyschiana austriaca* (L.) House

78.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Dicotyledoneae, Lamiales, Lamiaceae

Merkmale: *Dracocephalum austriacum* ist eine basal verholzende, aufrechte oder aufsteigende Staude von 20–40(60) cm Höhe. Die tief fiederteiligen Laubblätter der Blühtriebe bestehen aus 3–5–(7) linealischen bis lanzettlichen Abschnitten, die 20–30 mm lang und 1–2,5 mm breit sind. Die Laubblätter der nicht blühenden Seitentriebe sind ungeteilt, schmalleinealisch. Die scheinquiriligen Blütenstände sind 6(–10)blütig und formen eine mehr oder weniger dichte, eiförmige bis längliche Scheinähre. Die kräftig blauvioletten Kronen sind 35–50 mm lang. Wie der Stängel ist auch der Kelch kurz zottig behaart.

Chromosomenzahl: $2n = 14$ (BAKSAY, 1958; Material aus Ungarn)

Verwechslungsmöglichkeit: Mit *Dracocephalum ruyschiana*, das aber durchwegs ungeteilte Laubblätter und kürzer behaarte Kelche und Stängel aufweist.

78.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Dracocephalum austriacum ist eine sommergrüne, erosulate (= ohne Grundblattrosette) Pleio-kormstaude (ROTHMALER, 2002). Die großen, attraktiven Blüten werden von Insekten bestäubt. Wegen der langen Kronröhren gelangen nur langrüsselige Insekten an den Nektar. Die Früchte werden durch Ausstreuen ausgebreitet, sie haben keine Einrichtungen zur Windausbreitung.

78.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Dracocephalum austriacum besiedelt sonnige und steinige Habitate mit geringer Bodenaufgabe über Kalk. Während die Art in inneralpinen Trockengebieten (z. B. in der Schweiz) bis über 1900 m Seehöhe aufsteigt, sind ihre österreichischen Vorkommen in Niederösterreich an die Hügel- bzw. Submontanstufe des Pannonikums und des Alpenostrandes gebunden. Die Art wächst hier in Felssteppen und steinigen Trockenrasen sowie an offenen Stellen von Flaumeichen-Buschwäldern. Sie zeigt in Österreich Gesellschaftsanschluss an die Felstrockenrasen des *Diantho lumnitzeri*-*Seslerion albicantis* (am Alpenostrand im Fumano-Stipetum *ericaulis* / Niederösterreichische Federgrasflur, in den Hainburger Bergen im *Seslerietum budensis* / Pannonischer Blaugrasrasen) und an Saumgesellschaften des *Geranion sanguinei* / Xerophile Saumgesellschaften.

FFH-Lebensraumtyp: 6213 Xerophile artenreiche Felstrockenrasen (*Diantho lumnitzeri*-*Seslerion*)

Ökologische Zeigerwerte: (LANDOLT, 1977): F1 R5 N2 H3 D3 L4 T3 K5

(BORHIDI, 1993): TB 7 WB 2 RB 9 NB 1 LB 9 KB 7

78.1.5 Populationsökologie

Die Vorkommen von *Dracocephalum austriacum* in den Hainburger Bergen sind sehr punktuell und bestehen jeweils aus einer bzw. sehr wenigen Pflanzen. Das hängt mit dem Bewuchs der Felsrippen zusammen, die nur sehr kleinflächig geeignete, offene Standorte bieten. Dagegen setzt sich das heute einzige Vorkommen der Art im Kalk-Wienerwald aus mindestens 20, vermutlich aber deutlich mehr Individuen zusammen. Im Unterschied zu den Hainburger Bergen ist der steinige Trockenrasen dort ausgedehnter und bietet daher mehr sonnige, lichtreiche und somit für *Dracocephalum austriacum* geeignete Stellen.

78.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1978): sm-temp · k₂ **EUR** disj

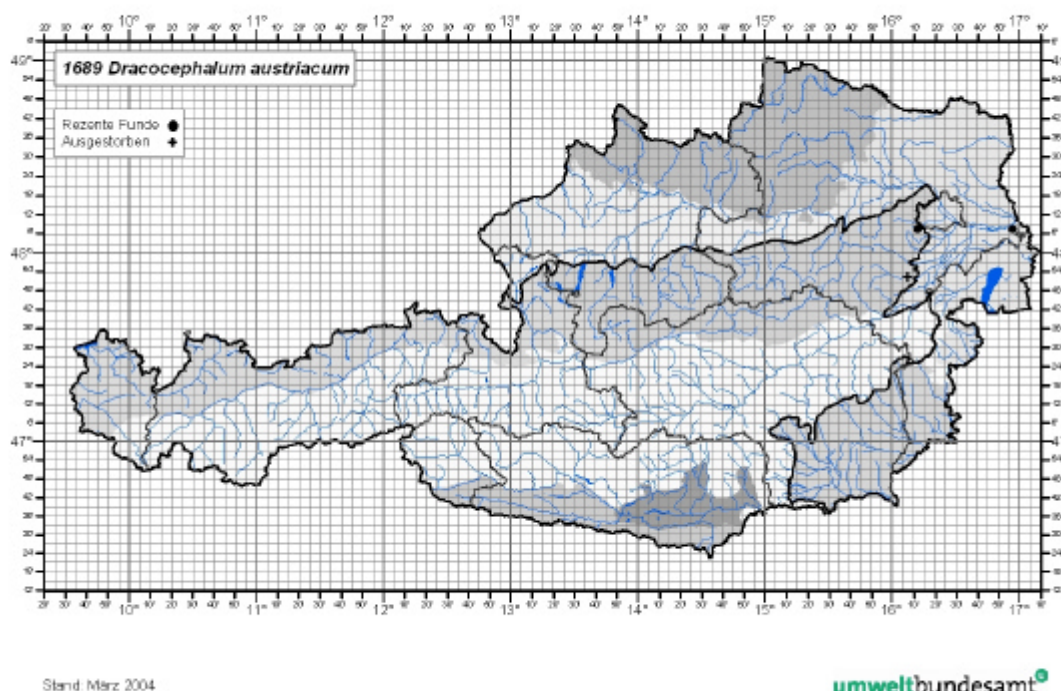
Florenelement (MEUSEL et al., 1978): cauc/perimo + (nwpont) + matr + bohem + zentralalpisch/(mo)

Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Alpine und Kontinentale Region

Vorkommen in den Bundesländern: N

Dracocephalum austriacum ist eine sarmatisch-pontisch verbreitete Art mit Schwerpunkt in den Gebirgen. In den spanischen Pyrenäen hat *Dracocephalum austriacum* einen einzigen, weit vorgeschobenen westlichen Vorposten, in den französischen Pyrenäen ist die Art heute verschollen. In Frankreich und der Schweiz existieren nur wenige, sehr zerstreute und punktuelle Vorkommen. Sie liegen in der montanen bis subalpinen Trockenvegetation der West- und Zentralalpen von den Alpes Maritimes über Savoyen, das Wallis bis ins Engadin und in den Vintschgau (Südtirol) (KÄSERMANN, 1999). Östlich des Engadin und des Vintschgaus tritt die Art nach einer großen Verbreitungslücke erst wieder in den kontinental geprägten pannonisch-böhmischen Hügelländern Tschechiens, Ostösterreichs, Ungarns und der Slowakei auf. *Dracocephalum austriacum* besitzt also in Europa kein zusammenhängendes Areal. Nach Vorkommen in der Ukraine besitzt die Art in den Kaukasusländern schließlich ihr östlichstes, relativ am dichtesten besetztes Teilareal. In den Walliser Alpen wächst die Art bis in 2000 m, in den Felssteppen des nördlichen Kaukasus sogar bis in etwa 2100 m Seehöhe.

In **Österreich** kommt *Dracocephalum austriacum* nur in Niederösterreich vor. Die Art besiedelt zwischen etwa 300 und 500 m Seehöhe vergleichsweise niedere Höhenlagen der Kollin- und Submontanstufe. In den Hainburger Bergen besteht die Population aus einigen wenigen zerstreuten Kleinstpopulationen, während der Fundort am Alpenostrand am Teufelsstein bei Kaltenleutgeben eine nur geringfügig größere Population beherbergt. Ein drittes Vorkommen bei der Ruine Starhemberg bei Piesting ist schon seit langem erloschen (JANCHEN, 1966–1975).



78.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: —

ECE: —

Österreich: stark gefährdet (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

Dracocephalum austriacum hat in Österreich nur wenige und individuenarme Populationen. Diese liegen zwar in Naturschutzgebieten, durch Verbuschung, Ausgraben und Plünderung der Früchte sind sie aber doch konkret gefährdet. Die Art wurde daher als stark gefährdet eingestuft.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Gefährdungsursachen: Wegen seiner Seltenheit ist *Dracocephalum austriacum* in allen Teilen seines europäischen Verbreitungsgebietes mehr oder weniger gefährdet, wobei die Zerstörung, Aufforstung oder Verbuschung der Habitate die wichtigsten Gefährdungsursachen darstellen.

Beide österreichischen Vorkommen von *Dracocephalum austriacum* liegen in Naturschutz- bzw. Natura 2000-Gebieten und sind daher zumindest nicht von direkter Standortvernichtung bedroht. Der Art kann allerdings ihre Attraktivität und ihr gärtnerischer Wert zum Verhängnis werden. So wurde an einem vielbesuchten Wuchsort in den Hainburger Bergen vor etwa 10 Jahren eines von zwei an der Stelle wachsenden Individuen ausgegraben. 2002 waren schließlich beim verbliebenen Individuum, offenbar zur gärtnerischen Saatgutgewinnung, die Fruchtstände auf ein Drittel zurückgeschnitten.

78.1.8 Verantwortung Österreichs

Die Verantwortung Österreichs für den Schutz von *Dracocephalum austriacum* in Europa ist trotz der Kleinheit der Populationen groß, da auch die übrigen Staaten nur über disjunkt verbreitete und individuenarme Populationen verfügen.

78.1.9 Kartierung

Dracocephalum austriacum ist im blühenden Zustand eine sehr auffallende Art. Mit weiteren Lokalitäten der Art in Österreich ist daher nicht zu rechnen.

78.1.10 Wissenslücken

Zur Zeit ist nicht bekannt, wie viele Teilpopulationen das *Dracocephalum austriacum*-Vorkommen in den Hainburger Bergen aufbauen. Die unzureichende Kenntnis ist weniger auf die steile Exposition der Nordhänge zurückzuführen als auf ihre Bedeckung mit teilweise fast undurchdringlichem Buschwald, was die Nachsuche erschwert. Wissenslücken betreffen außerdem den Bauplan, die Vermehrungsbiologie und die genetische Struktur der Art.

78.1.11 Literatur und Quellen

- BAKSAY, L. (1958): The chromosome numbers of ponto-mediterranean plant species. – Ann. Hist. Nat. Musei Nat Hungarici, S. N. 9: 121–125.
- BORHIDI, A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. – JPTE Növénytani Tanszék, Pécs. [= BORHIDI, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. – Acta Bot. Hung. 39(1–2): 97–181.]
- JANCHEN, E. (1966–1975): Flora von Wien, Niederösterreich und Nordburgenland. – Verein für Landeskunde von Niederösterreich und Wien, Wien.
- KÄSERMANN, C. (1999): *Dracocephalum austriacum* L. — Österreichischer Drachenkopf — *Lamiaceae*. – In: BUWAL (Hrsg.): Merkblätter Artenschutz — Blütenpflanzen und Farne. – Bern.
- LANDOLT, E. (1977): Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. – Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 64: 1–208.
- MEUSEL, H. et al. (1978): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. II. (Text) – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- NIKLFIELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In: NIKLFIELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152. – austria media service, Graz.
- ROTHMALER, W. (2002): Exkursionsflora von Deutschland, Bd. 4 Gefäßpflanzen: Kritischer Band. (9. Aufl.). – Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg; Berlin.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

M. & M. Strudl (Hainburger Berge), L. Schratt-Ehrendorfer (Teufelstein)

78.2 Indikatoren und Schwellenwerte

78.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitat	Sonnige, steinige, flachgründige Trockenrasen über Kalk und einer Vegetationsbedeckung unter 70 %	Halbschattige, steinige, etwas tiefgründigere Trockenrasen über Kalk und einer Vegetationsbedeckung von 70 %– 90 %	Schattige, steinige, Trockenrasen über Kalk mit einer relativ tiefgründigen Bodenaufgabe und einer Vegetationsbedeckung von über 90 %
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (mehr als 30 Individuen)	Mittelgroße Population (5–30 Individuen)	Kleine Population (weniger als fünf Individuen)

78.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

78.3 Bewertungsanleitung

78.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

Die Bewertung der lokalen Populationen von *Dracocephalum austriacum* sollte alle zwei Jahre wiederholt werden.

78.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

79 1758 *LIGULARIA SIBIRICA* [(L.) CASS.]

79.1 Schutzobjektsteckbrief

79.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Sibirischer Goldkolben

Synonyme: *Othonna sibirica* L.; *Cineraria sibirica* (L.) L., *Senecillis sibirica* (L.) Simk.

79.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Dicotyledoneae, Asterales, Asteraceae, Asteroideae, Senecioneae

Merkmale: *Ligularia sibirica* ist eine sommergrüne Staude, die Wuchshöhen von 50 cm bis 1,5 oder sogar 2 m erreichen kann. Der Wurzelstock trägt einen Faserschopf, die zahlreichen grundständigen Laubblätter sind lang gestielt und besitzen eine herzförmige bis dreieckige Spreite, deren Blattrand scharf gezähnt ist. Die kurzgestielten Körbe sind in einer drei bis fünf Zentimeter breiten Ähre angeordnet und besitzen jeweils acht bis zehn goldgelbe, 15–20 mm lange Strahlblüten.

Chromosomenzahl: $2n = 60$ (CHATER, 1976)

Verwechslungsmöglichkeiten: *Ligularia sibirica* ist eine sehr charakteristische Art, die zumindest im blühenden oder fruchtenden Zustand mit keiner anderen Art der österreichischen Flora verwechselt werden kann.

79.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Ligularia sibirica ist eine sommergrüne Halbrosetten-(Hoch)Staude. Die Blütezeit reicht von Ende Juni bis September. Die Blüten werden von verschiedensten Insekten bestäubt. Die Früchte tragen zwecks Windausbreitung einen Pappus.

79.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Ligularia sibirica ist eine lichtliebende Art. Sie besiedelt in Mitteleuropa Nieder- und Anmoore, Bachhochstaudenfluren und seltener auch Erlenbruchwald-Gesellschaften (BRAUN-BLANQUET, 1928; HENDRYCH, 2003; PAX, 1898; 1908). Der geologische Untergrund spielt gegenüber den hydrologischen Bedingungen eine untergeordnete Rolle. Studiert man die Begleitarten, so stammen sie hauptsächlich aus dem Caricion fuscae, Molinion, Magnocaricion elatae, Calthion, Phragmition und den Alnetea glutinosae.

Das österreichische Vorkommen von *Ligularia sibirica* liegt in der Talsohle eines kleinen Baches in einem Niedermoor, dessen aktuelle Wasserführung jeweils sehr stark von Niederschlägen abhängt. Am von Sauergräsern und Schilf beherrschten Wuchsort sind unter anderem *Allium suaveolens* und *Senecio umbrosus* bemerkenswerte Begleitarten. Um 1990 engte sich das *Ligularia*-Vorkommen im nördlichen Bereich des Bestandes durch die Ausdehnung eines schattenden Schwarzerlen-Bruchwaldes zwar ein, es konnte sich aber talauf- und talabwärts um ca. 100–150 Meter ausdehnen. *Ligularia sibirica* besiedelte sogar offene Schuttstandorte, die durch Wegebau entstanden (FISCHER, 1991).

FFH-Lebensraumtyp: 7230 Kalkreiche Niedermoore

Ökologische Zeigerwerte (BORHIDI, 1993): TB 3 WB 9 RB 5 NB 2 LB 7 KB 8

79.1.5 Populationsökologie

Ligularia sibirica bildet sowohl in Österreich wie auch in Böhmen Populationen aus locker stehenden Einzelindividuen. Über die Populationsökologie der Art ist kaum etwas bekannt.

79.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1992): sm/mo – temp/(perimo) · $k_{(1-3)}$ **EURAS** – b · k_2 EUR

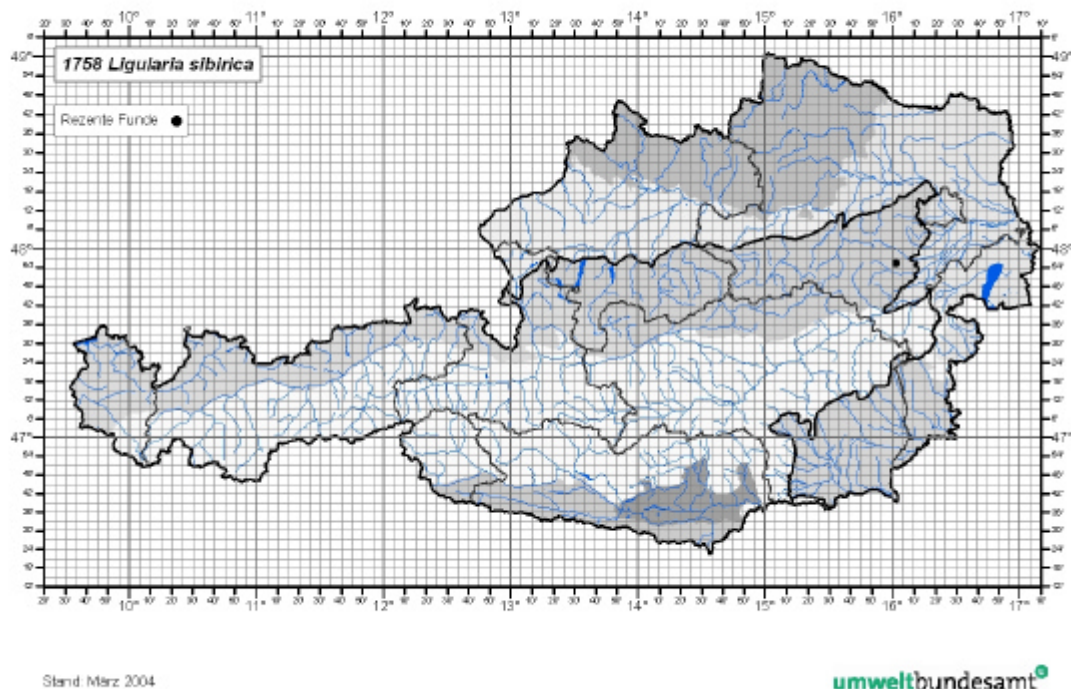
Florenelement (MEUSEL et al., 1992): carp/perimo + cauc/mo + boreoross – mittelsibir – altai – mandsch

Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Nur Alpine Region

Vorkommen in den Bundesländern: N

Das Entwicklungszentrum der Gattung *Ligularia* ist Nord- und Ostasien. Nur von *Ligularia sibirica* wird angenommen, dass sie als Element der subarktisch-sibirischen Verwandtschaftsgruppe auch in Europa bodenständig vorkommt. Ihr im Westen extrem disjunktes Areal reicht von den Ostpyrenäen über die französischen Mittelgebirge nach Mittel- und Osteuropa, wo die Art vor allem in den Karpaten zahlreiche Fundorte aufweist. In den Waldsteppengebieten Sibiriens verfügt *Ligularia sibirica* schließlich über ein geschlossenes Areal und strahlt noch bis Japan aus (PAX, 1898, 1908; RADDE, 1899, HEGI, 1928/29; CHATER, 1976; ŠEGULJA, 1990). Im zentralen Mitteleuropa hat die Art zwei Vorkommen in Böhmen und eines in den niederösterreichischen Kalkvoralpen.

In **Österreich** wurde *Ligularia sibirica* erst 1957 entdeckt (FISCHER, 1963). Sie wächst nur in einem untermontanen Flachmoor in den niederösterreichischen Kalkvoralpen im Grillenberger Tal bei Berndorf. Nach NIKLFELD (1972) wanderte die Art in einem frühen Abschnitt des Pleistozäns in Mitteleuropa ein und ist als Glazialrelikt anzusehen. Es wurde in jüngerer Zeit aber auch die Meinung geäußert, dass das Vorkommen nicht bodenständig sei, sondern auf eine jüngere Einbürgerung zurückgehe (FISCHER, 1991; ADLER et al., 1994). HENDRYCH (2003) hingegen hält die nächstgelegenen, etwa 300 km entfernten Fundorte von *Ligularia sibirica* in Böhmen auch für letzte Reste eines im frühen Postglazial ausgedehnteren Areals. Zumindest unter den Arten der Trockenvegetation gibt es eine Reihe von kontinentalen Florenelementen, die ähnliche Verbreitungsbilder — sehr disjunkt im Westen, geschlossenes Areal in den Steppengebieten — zeigen. *Ligularia sibirica* wäre das seltene Parallelbeispiel für eine Art azonaler Feuchtstandorte, die ein solches Arealbild zeigt.



79.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: —

ECE: —

Österreich: stark gefährdet (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

Ligularia sibirica wird in Österreich wegen ihres punktuellen Vorkommens, und weil Feuchtstandorte generell sehr schnell durch Veränderungen des Wasserregimes bedroht sind, als stark gefährdet eingestuft.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Gefährdungsursachen: HEGI (1928/29) bringt den allgemeinen Rückgang von *Ligularia sibirica* im westlichen Europa mit dem Rückgang vieler boreal-arktisch verbreiteter Arten in Zusammenhang. Möglicherweise wurden aber florensgeschichtliche Prozesse über- und Standortsveränderungen unterschätzt. Von den beiden Vorkommen in Böhmen hat jedenfalls dasjenige mit verschlechterten hydrologischen Bedingungen in den letzten Jahren Einbußen erfahren, während das am mehr oder weniger intakten Standort momentan ungefährdet erscheint (HENDRYCH, 2003).

Das österreichische Vorkommen von *Ligularia sibirica* ist seit 1990 ein Naturdenkmal und scheint zur Zeit zumindest kurzfristig nicht unmittelbar gefährdet. Allerdings nennt FISCHER (1991, 1995) als Gefährdungsursachen anthropogene Eingriffe und die drohende Verschilfung der Fläche. So wurde 1990 der Bach, in dessen Talsohle der *Ligularia*-Bestand wächst, zur Schaffung einer Wildfutter-Weide um einen Meter eingetieft. Verschilfung, Verbuschung und Bewaldung sind potentielle Gefährdungen, die durch abgesenkten Grundwasserspiegel noch gefördert werden könnten.

79.1.8 Verantwortung Österreichs

Die Verantwortung Österreichs für die Erhaltung von *Ligularia sibirica* in Europa ist aufgrund des einzigen Vorkommens und angesichts der ausgedehnteren Vorkommen in Frankreich und Tschechien nicht sehr hoch.

79.1.9 Kartierung

Wegen der Auffälligkeit von *Ligularia sibirica* ist mit keinem weiteren Fundort der Art in Österreich zu rechnen.

79.1.10 Wissenslücken

Um die Entwicklung der Population abschätzen zu können, wäre es günstig, mehr über die demographischen Verhältnisse des *Ligularia sibirica*-Vorkommens im Grillenberger Tal zu wissen. Außerdem wäre eine regelmäßige, gründliche Beobachtung der Population sowie eine pflanzensoziologische Dokumentation wünschenswert, um frühzeitig Veränderungen des Standortes erkennen zu können.

79.1.11 Literatur und Quellen

- ADLER, W.; OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. Bestimmungsbuch für alle in Österreich wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart und Wien.
- BORHIDI, A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. – JPTE Növénytani Tanszék, Pécs. [= BORHIDI, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. – Acta Bot. Hung. 39(1–2): 97–181.]
- BRAUN-BLANQUET, J. (1928): Pflanzensoziologie. Verlag J. Springer, Berlin. 1964. 3. Aufl. – Springer-Verlag, Wien, New York.
- CHATER, A. O. (1976): *Ligularia*. In: TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; MOORE, D. M.; VALENTINE, D. H.; WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1976): Flora Europaea. Bd. 4: *Plantaginaceae* to *Compositae* (and *Rubiaceae*). – Cambridge University Press, Cambridge.
- FISCHER, R. (1963): Der Sibirische Goldkolben. Ein für Österreich neues Tertiärrelikt. – Kosmos (Stuttgart) 59: 348–352.
- FISCHER, R. (1991): Der Sibirische Goldkolben (*Ligularia sibirica*) — doch kein Relikt aus grauer Vorzeit?. – Jahrb. d. Vereins z. Schutz d. Alpenpflanzen und -tiere 56: 183–192.
- FISCHER, R. (1995): Blütenpracht am Ostsaum der Alpen. – Edition Tau, Wien.
- HEGI, G. (1928/29): Illustrierte Flora von Mittel-Europa. 1. Aufl. Bd. VI (2): 796–799. – Carl Hanser Verlag, München.
- HENDRYCH, R. (2003): Poznátky o druhu *Ligularia sibirica* v Cechách. – Preslia, Praha, 75:39–69.
- JANCHEN, E. (1966–1975): Flora von Wien, Niederösterreich und Nordburgenland. – Verein für Landeskunde von Niederösterreich und Wien, Wien.
- MEUSEL, H; JÄGER, E. J. et al. (1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. III. (Text) – Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.
- NIKLFIELD, H. (1972): Der niederösterreichische Alpenostrand — ein Glazialrefugium montaner Pflanzensippen. – Jahrb. d. Vereins z. Schutz d. Alpenpflanzen und -tiere 37: 42–94.

NIKLFIELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In: NIKLFELD, H. (Ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152. – austria medien service, Graz.

PAX, F. (1898): Grundzüge der Pflanzenverbreitung in den Karpathen. Bd. 1. – Verlag Wilhelm Engelmann, Leipzig.

PAX, F. (1908): Grundzüge der Pflanzenverbreitung in den Karpathen. Bd. 2. – Verlag Wilhelm Engelmann, Leipzig.

RADDE, G. (1899): Grundzüge der Pflanzenverbreitung in den Kaukasusländern. – Verlag Wilhelm Engelmann, Leipzig.

ŠEGULJA, N. & KRGA, M. (1990): *Ligularia sibirica* (L.) Cass. – eine neue Art der jugoslawischen Flora. – Acta Bot. Croat. Bd. 49: 137–142.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

R. Fischer

79.2 Indikatoren und Schwellenwerte

79.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitat	Voll besonntes Niedermoor oder lichter Erlen-Bruchwald mit intaktem Wasserhaushalt, ohne Schilf- und/oder Gehölzbewuchs	Halbschattiges Niedermoor oder halbschattiger Erlen-Bruchwald mit weitgehend intaktem Wasserhaushalt und geringer Verschilfungs- und/oder Bewaldungstendenz	Beschattetes Niedermoor oder schattiger Erlen-Bruchwald mit gestörtem Wasserhaushalt, hohe Verschilfungs- und Verbuschungstendenz
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (mehr als 50 Individuen)	Mittelgroße Population (10–50 Individuen)	Kleine Population (weniger als 10 Individuen)

79.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

79.3 Bewertungsanleitung

79.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

Die Bewertung der einzigen österreichischen, sehr punktuell auftretenden Population von *Ligularia sibirica* sollte alle zwei Jahre wiederholt werden.

79.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

80 1902 CYPRIPIEDIUM CALCEOLUS (LINNAEUS)

80.1 Schutzobjektsteckbrief

80.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Frauenschuh

80.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Monocotyledoneae, Orchidales, Orchidaceae

Anmerkungen zu Varietäten/Variabilität: Frauenschuhblüten mit abweichender Färbung sind relativ selten. Die braunroten Perigonblätter können grün (var. *viridiflora* M. Schulze), weiß (f. *album*), gelb (var. *flavum* Rion), zitronengelb (f. *citrinum*) oder rostgelb (f. *fulvum*) gefärbt sein.

Merkmale (v. a. nach BUTTLER, 1986, ADLER et al., 1994, BLATT & KRETZSCHMAR, im Druck)

Blühende Exemplare dieser Orchidee werden 30–60(70) cm hoch. Die (2)4–5 hellgrünen, stengelumfassenden Blätter sind breitelliptisch oder eiförmig und kräftig geadert. Die Blüten, die größten unter den heimischen Orchideen-Arten, sind 4–6 cm lang. Die abstehenden Perigonblätter sind rotbraun, die zwei äußeren verwachsen, die seitlichen inneren schraubig gedreht. Die abwärtsgerichtete, außen zitronengelbe Lippe ist 3–4 cm lang, pantoffelförmig aufgewölbt, kürzer als die Perigonblätter und hat eine nach oben offene Mündung. Im Unterschied zu unseren anderen Orchideen sind zwei Staubblätter vorhanden. Der gestielte Fruchtknoten ist behaart und 8–10 mm lang. Die dreilappige Narbe ist von einem schildförmigen, hellgelben, rot gepunkteten Staminodium verdeckt. Der Blütenstand ist meist ein-, seltener zwei- oder dreiblütig.

Chromosomenzahl: $2n = 22$ (DIANNELIDIS, 1948; Material aus Lunz am See); $2n = 20$ (SKALINSKA et al., 1957; Material aus Polen)

Verwechslungsmöglichkeiten: Im blühenden und fruchtenden Zustand kann *Cypripedium calceolus* mit keiner heimischen Pflanzenart verwechselt werden.

Im Unterschied zum Weißen Germer (*Veratrum album*), der mit nichtblühenden Pflanzen verwechselt werden kann, ist der Blattrand des Frauenschuhs stets bewimpert, der des Germers jedoch kahl.

80.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Cypripedium calceolus ist ein sommergrüner, grundblattrosettenloser Rhizomgeophyt mit einer relativ hohen vegetativen Reproduktionsrate (KULL, 1998). Die mehr oder weniger großen Klone können ein Alter von über 20 Jahren erreichen. Die waagrecht wachsenden Rhizome liegen 1–3 cm tief in der Erde und tragen Wurzeln, die bis in 40 cm Bodentiefe reichen.

Die Blüten sind als Nektartauschblüten und Kesselfallen ausgebildet und besitzen eine Blühdauer von 2–3 Wochen, bei erfolgreicher Bestäubung verwelken sie aber rasch. In Österreich beginnt die Blütezeit in den pannonischen Tieflagen um 200 Meter Seehöhe Ende April/Anfang Mai und in Gebirgslagen von fast 2.000 Metern Höhe Anfang Juli. Als Bestäuber fungieren die Weibchen verschiedener Sandbienen. Sie werden durch Duft und die gelbe Lippenfärbung angelockt und kriechen in den Pantoffel, der als Kesselfalle wirkt. Da die Ränder der Hauptöffnung umgebogen und glatt sind, müssen die Bienen die beiden seitlichen Ausstiege verwenden, die durch lichtdurchlässige Fenster beleuchtet werden und Haartreppen aufweisen. Dabei

gelangen sie in Kontakt mit den Staubblättern und werden mit dem schmierigen Pollen beladen, der beim nächsten Blütenbesuch an der Narbe der nächsten Pflanze abgestreift wird. Die Blütenbesucher benötigen bis zu 45 Minuten für die Flucht aus der Kesselfalle (VÖTH, 1999). Die Befruchtungsquote betrug in Populationen des Weinviertels bei Wolkersdorf und Zemling zwischen 0,5 und 46 %. Die höchsten Befruchtungsergebnisse wurden in lockeren Eichen- und Hainbuchenwäldern mit reichlich blühender Begleitflora als Nektarspender erzielt (VÖTH, 1999). Die ungünstigsten Bestäubungsraten zeigten Pflanzen in dichteren Fichtenwäldern (VÖTH, 1999). Neben dieser hochspezialisierten Form der Bienenbestäubung kann Selbstbestäubung erfolgen; ob sie auch im Freiland stattfindet, ist fraglich.

Die Fruchtreife dauert etwa 4 Monate und beginnt Anfang Oktober. Der Fruchtansatz variiert beträchtlich. KULL (1998) referiert Angaben von 0–57 % aus verschiedenen Teilen des Gesamtverbreitungsgebietes von *Cypripedium calceolus*. Die Fruchtstände sind Wintersteher, und überdauern manchmal sogar bis zum übernächsten Jahr. Die Samen sind 0,90–1,45 mm lang und 0,23–0,30 mm breit (MRKVICKA, 1994) und können durch Wind (Fernausbreitung) wie auch durch Ausschwemmen mit Regenwasser ausgebreitet werden. Sie bilden bei der Keimung mit spezifischen Mykorrhizapilzen Rhizome. Erst nach 3–4 Jahren erscheint das erste Laubblatt, nach weiteren 3–5 Jahren wird die Pflanze erstmals blühfähig (FAST, 1985). Im fortgeschrittenen Alter ist die Pflanze nicht mehr auf Wurzelpilze angewiesen und gedeiht autotroph.

Es ist mühsam, *Cypripedium calceolus* aus Samen zu ziehen. Die Kultivierung ausgewachsener Pflanzen ist aber ohne größere Probleme möglich (KOBBER, 1967).

80.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Cypripedium calceolus besiedelt mäßig frische bis wechselfrische, sommertrockene, basenreiche, meist kalkhaltige, neutrale bis mäßig-saure, gern modrig-humose Lehm- und Tonböden über Kalk und Dolomit in halbschattigen Lagen (OBERDORFER, 2001). Die Art zeigt eine deutliche Bindung an Kalkgebiete. Während *Cypripedium calceolus* an lichtreichen Standorten auch nährstoffärmere Böden besiedeln kann, ist die Art an stärker beschatteten Waldstandorten auf nährstoffreichere Böden mit guter Krümelstruktur angewiesen um konkurrenzkräftig zu sein (KÄNZIG-SCHOCH, 1996).

In Österreich weist *Cypripedium calceolus* eine große Höhenamplitude auf: sie reicht von der kollinen bis in die subalpine Stufe, also von etwa 200 bis etwa 2000 m Seehöhe, und erweist sich damit als ziemlich gesellschaftsvag. Im Pannonikum besiedelt die Art lichte Flaumeichenbuschwälder und ihre Säume, in der Montanstufe halbschattige Laubwälder (orchideenreiche Kalk-Buchenwälder, Schlucht- und Auenwälder) sowie lichte Nadelmischwälder und schließlich in der subalpinen Stufe lichtreiche bis halbschattige Legföhrenbestände.

OBERDORFER (2001) nennt für Deutschland *Cypripedium calceolus*-Vorkommen vor allem für (Kalk-)Buchenwälder (Carici-Fagetum/Cephalantherio-Fagenion), Föhrenmischwälder (Cytisio-Pinion), aber auch für Nadelmischwälder (Galio-Abietenion mit *Picea*) und für wärmegetönte Eichenmischwälder (*Quercetalia pubescentis*) samt Saumgesellschaften (Geranion sanguinei-Gesellschaften). In der Schweiz kennt man *Cypripedium calceolus* aus 14 verschiedenen Pflanzengesellschaften (KÄSERMANN 1999). Wie in Österreich liegt aber auch in der Schweiz der Schwerpunkt der Art im Cephalanthero-Fagetum (Kalkbuchenwälder) und im offenen Erico-Pinion (Schneeheide-Rotföhrenwälder).

FFH-Lebensraumtypen: 4070 Buschvegetation mit *Pinus mugo*

9150 Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald (Cephalanthero-Fagion)

91GO Pannonische Wälder mit *Quercus petraea* und *Carpinus betulus*

91HO Pannonische Flaumeichenwälder

Ökologische Zeigerwerte (ELLENBERG, 1979): L5 T× K5 F4~ R8 N?

80.1.5 Populationsökologie

Cypripedium calceolus ist ein Rhizomgeophyt mit horizontal kriechendem Wurzelstock, der in ungünstigen Jahren unterirdisch weiterwachsen kann, ohne grüne Laubblätter zu entwickeln (VÖTH, 1977). Er besteht bei älteren Exemplaren aus mehreren Gliedern (Ramets), die sich bei der Abtrennung von der Mutterpflanze selbstständig weiterentwickeln können. Jedes Glied kann nur einmal einen blühenden Spross hervorbringen und stirbt nach der Blüte und nach dem Fruchten ab. Stärkere Stöcke können bis zu 30 blühende Stängel hervorbringen. Erneuerungssprosse werden jährlich bereits zur Blütezeit angelegt, aus ihnen entwickeln sich Sprosse, die ab Mitte November den Boden durchbrechen und in der Moos- oder Laubschicht überwintern. Im April oder Mai erfolgt dann der Austrieb.

Die Erneuerung von Populationen über Sämlinge hängt bei *Cypripedium calceolus* nicht so sehr von einem möglichst hohen Fruchtansatz ab. Viel wichtiger ist das Vorhandensein geeigneter Keimbetten für die Samen bzw. geeigneter Mikrohabitate für die etwa drei Jahre dauernden Protokormstadien (KULL, 1998), in denen die Jungpflanzen fast vollständig von ihrem Mykorrhizapartner abhängen. Geeignete Mikrohabitate sind relativ feucht und lichtreich sowie reich an Moosen und arm an Höheren Pflanzen. Die Faktoren Feuchtigkeit und Licht sind aber meist negativ korreliert, zudem dominieren an lichtreichen Standorten meist Höhere Pflanzen und nicht Moose. Die Etablierung von Jungpflanzen ist wegen der seltenen Kombination dieser Standortfaktoren ein seltenes Ereignis. Abhängig von den äußeren Bedingungen können sich Sämlinge in manchen Populationen etwas häufiger, in anderen aber nur sehr selten etablieren (KULL, 1998).

80.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1965): sm/mo – temp – (b)·(k₍₁₋₃₎) **CIRCPOL**

Florenelement in Eurasien (MEUSEL et al., 1965): (subatl) – sarm – ne – mittel – zentralsibir – mandsch

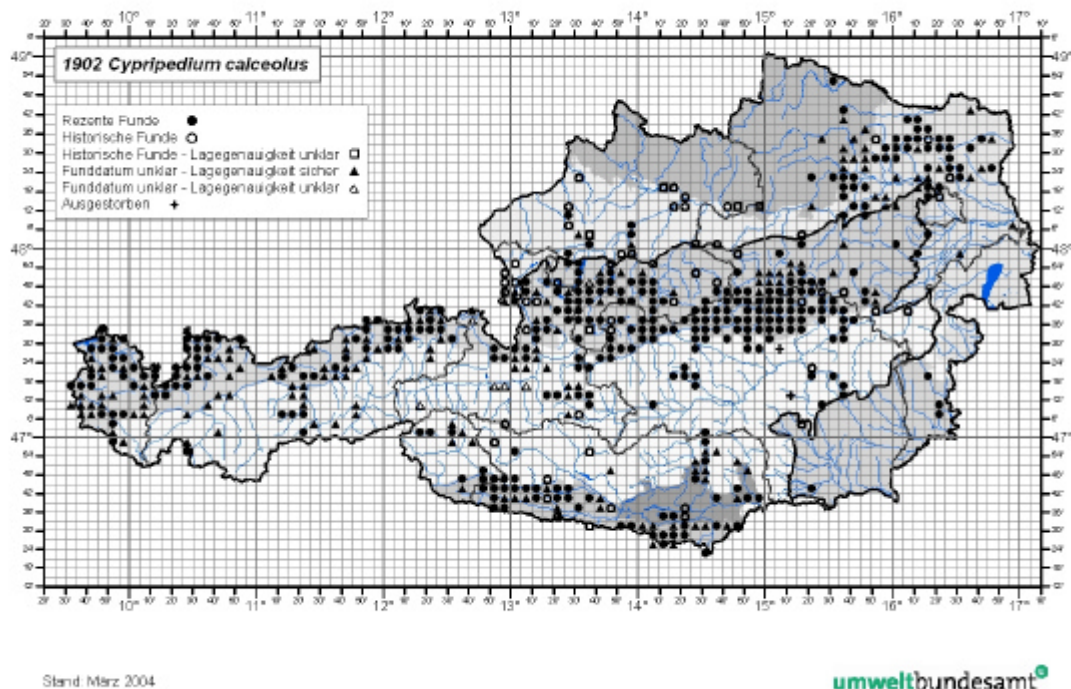
Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Alpine und Kontinentale Region

Vorkommen in den Bundesländern: V, T, S, K, St, O, N, W†, B

Cypripedium calceolus ist vor allem in der temperaten und borealen Zone weit verbreitet. In der submeridionalen Zone wächst die Art nur in den Gebirgen, im ozeanischen Westeuropa ist sie selten. Außerdem kommt *Cypripedium calceolus* im gesamten temperaten und borealen Asien vor, und hat auch isolierte Funde in Kaukasien und Zentralchina. In Nordamerika treten nah verwandte Arten auf.

In Europa ist *Cypripedium calceolus* weit verbreitet und besiedelt zerstreut vor allem Nord-, Mittel- und Osteuropa. In Westeuropa erreicht die Art ihre Westgrenze, isolierte Funde liegen in den Pyrenäen und in Nordengland (TUTIN et al., 1980). In Europa fehlt die Art in vielen küstennahen Gebieten und in großen Teilen des Mittelmeergebietes. In den Laub- und Nadelwäldern des sarmatischen (= borealen) Osteuropas und Mittelsibiriens ist *Cypripedium calceolus* dagegen mehr oder weniger regelmäßig anzutreffen.

In **Österreich** ist *Cypripedium calceolus* in allen Bundesländern und in allen Großlandschaftseinheiten weit verbreitet, sofern geeignete kalkreiche Substrate vorhanden sind. Die Populationen treten dem allgemeinen Verhalten der Art entsprechend fast immer sehr zerstreut und mit wenigen Individuen auf.



80.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: —

ECE: —

Österreich: gefährdet, im nördlichen und südöstlichen Vorland sowie im Pannonikum stärker gefährdet (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999).

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Schutzstatus in Österreich: vorhanden

Naturschutzverordnungen in den Bundesländern (Stand 1998)

V: vollkommen geschützt, T: gänzlich geschützt, S: vollkommen geschützt, K: vollkommen geschützt, St: geschützt, O: vollkommen geschützt, N: gänzlich geschützt, W: voll geschützt, B: geschützt.

Gefährdungsursachen: In Österreich erscheint *Cypripedium calceolus* in den höheren Alpenlagen zur Zeit außer durch Besammlung kaum gefährdet, während die außeralpinen Vorkommen drastische Rückgänge erlitten. Daher wurde eine regionalisierte Einstufung vorgenommen.

Als allgemeine Gefährdungsursachen für *Cypripedium calceolus* werden genannt: kleine und isolierte Populationen, Zuwachsen und Verbuschen der Standorte, Umwandlung naturnaher Wälder in Forste, Waldweide, Ausbleiben natürlicher Walddynamik, Walddüngung, Umwandlung der Waldsäume, Wildfütterungen, Wegbau und Forststraßen, Materialabbau, Änderungen des Wasserregimes, touristische Erschließung, Ausgraben, Pflücken und Fotografieren sowie mangelnde populationsbiologische und ökologische Kenntnisse (KLEIN &

KERSCHBAUMSTEINER, 1996; Bundesamt für Naturschutz Deutschland; ZIMMERMANN et al., 1989; KÄSERMANN, 1999).

In **Österreich** ist im Pannonikum und in den präalpinen Lagen als Gefährdungsursache vor allem der Landschaftswandel zu nennen. Durch das Umwandeln von Wiesen in Äcker gibt es kaum noch geeignete Saumstandorte, Nadelaufforstungen verdrängen lichtreichere Laubwaldstandorte und lichte Gebüsche wachsen immer mehr zu und schatten schließlich zu stark. Obwohl Wildherkünfte von *Cypripedium calceolus* in den Gärten nie lange überleben, stellt in den subalpinen und alpinen Lagen das Ausgraben die stärkste Bedrohung dar.

80.1.8 Verantwortung Österreichs

Mit seinem großen Alpenanteil beherbergt Österreich besonders viele zur Zeit ungefährdet erscheinende Standorte von *Cypripedium calceolus*. Die internationale Verantwortung Österreichs für die Erhaltung der Art ist daher trotz ihrer weiten Verbreitung in Europa hoch.

80.1.9 Kartierung

Cypripedium calceolus ist eine seltene Art, die wegen ihrer Popularität schon immer viel Beachtung fand. In den Alpen wächst sie oft an schwer zugänglichen Stellen, und ist dann trotz ihrer Auffälligkeit nur schwer zu finden. Bisher unentdeckte Populationen könnten also noch aufgespürt werden, Änderungen unserer Kenntnisse des Areals sind aber nicht zu erwarten.

80.1.10 Wissenslücken

Wegen ihrer Attraktivität gehört *Cypripedium calceolus* zu den gut untersuchten Arten. Untersuchungsbedarf besteht in Österreich vor allem im Pannonikum und in den präalpinen Gebieten. Es wäre festzustellen, welche Fundpunkte — auch jüngeren Datums — von *Cypripedium calceolus* dort überhaupt noch existieren. Die Bestandesentwicklung der Populationen sollte aufmerksam verfolgt werden, um rechtzeitig geeignete Managementmaßnahmen zur Erhaltung der Art durchführen zu können. Zur Populationsbiologie von *Cypripedium calceolus* in den Latschengebüschen der subalpinen Stufe ist bisher wenig bekannt. Diese Lücke könnte durch Studien in den österreichischen Kalkalpen geschlossen werden.

80.1.11 Literatur und Quellen

- ADLER, W.; OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. Bestimmungsbuch für alle in Österreich wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart und Wien.
- BLATT, H. & KRETZSCHMAR, H. (im Druck): Die Orchideen Deutschlands und angrenzender Gebiete. – Leseprobe: <http://www.orchideen-kartierung.de/inka/gerorch/mustkre.pdf>
- Bundesamt für Naturschutz Deutschland: [http://www.floraweb.de/datenservice/...](http://www.floraweb.de/datenservice/)
- BUTTLER, K. P. (1986): Orchideen. – Mosaik, München.
- DIANNELIDIS, T. (1948): A study of chromosomes of the *Orchidaceae*. – Praktika Akad. Athen. 23, 352–359.
- DÖRR, E. & LIPPERT, W. (2001): Flora des Allgäus und seiner Umgebung, Bd. 1. – IHW-Verlag, Eching.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Scripta Geobotanica IX, 2. Aufl., Verlag Erich Goltze KG, Göttingen.
- FAST, G. (1985): Zur Ökologie einiger mitteleuropäischer Waldorchideen unter besonderer Berücksichtigung der Bodenverhältnisse in Bayern. – Die Orchidee, 36: 148–152.

- HARTL, H.; KNIELY, G.; LEUTE, G. H.; NIKLFELD, H. & PERKO, M. (1992): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Kärntens. – Naturwiss. Ver. Kärnten, Klagenfurt.
- KÄNZIG-SCHOCH, U. (1996): Artenschutz im Wald — zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie von fünf gefährdeten Pflanzenarten im Berner Mittelland. – Schweiz. Anst. Forst. Versuchswesen, Mitt. 71/2: 1–349.
- KÄSERMANN, C. (1999): *Cypripedium calceolus* L. – Frauenschuh – *Orchidaceae*. – In: BUWAL (Hrsg.): Merkblätter Artenschutz — Blütenpflanzen und Farne. – Bern.
- KOBER, V. (1967): *Cypripedium calceolus* — Anzucht aus Samen. – Orchidee 18/3: 122–125.
- KLEIN, E. & KERSCHBAUMSTEINER, H. (1996): Die Orchideen der Steiermark. Eine Ikonographie und Verbreitungsübersicht. – Joanneum-Verein, Graz.
- KULL, T. (1998): Fruit-set and recruitment in populations of *Cypripedium calceolus* L. in Estonia. – Botan. Journ. Linn. Soc. 126: 27–38.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E. & WEINERT, E. [Hrsg.] (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. 1, Textteil. – VEB Fischer, Jena.
- MRKVICKA, A. C. (1994): Anatomie und Morphologie der Samen heimischer Orchideenarten. – Journ. Eur. Orchid., 26/2: 168–314.
- NIKLFELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In: NIKLFELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152. – austria media service, Graz.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – E. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- POLATSCHKEK, A. (2001): Flora von Nord-Tirol, Ost-Tirol und Vorarlberg. Bd. 4. – Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum.
- SKALINSKA, M.; BANACH-POGAN H.; WCISLO H. et al. (1957): Further studies in chromosome numbers of Polish Angiosperms. – Acta Soc. Bot. Polon. 26, 215–245.
- STEINWENDTNER, R. (1981): Die Verbreitung der Orchidaceen in Oberösterreich. – Linzer biol. Beitr. 13/2: 155–229.
- TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; MOORE, D. M.; VALENTINE, D. H.; WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1980): Flora Europaea. Bd. 5: *Alismataceae* to *Orchidaceae*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- VÖTH, W. (1977): Kann die Entwicklung eines Laubsprosses bei *Cypripedium calceolus* ausfallen? – Wiener-Niederösterreich. Arbeitsgem. Heim. Orchid. Mitt. Bl., 23: 67–68.
- VÖTH, W. (1999): Lebensgeschichte und Bestäuber der Orchideen am Beispiel von Niederösterreich. – Stapfia 65: 1–257.
- WITTMANN, H.; SIEBENBRUNNER, A.; PILSL, P. & HEISELMAYER, P. (1987): Verbreitungsatlas der Salzburger Gefäßpflanzen. – Sauteria 2: 403 S.
- ZIMMERMANN et al. (1989): Atlas gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen der Steiermark. – Mitt. Abt. Bot. Landesmus. Joanneum Graz, 18/19: 1–302.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

Mitarbeiter verschiedener Orchideen-Arbeitskreise

80.2 Indikatoren und Schwellenwerte

80.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitat	Offene bis lichte Wälder bzw. Latschengebüsche und ihre Säume, über basenreichen, kalkhaltigen Lehm- und Tonböden	Lichte bis geschlossene Wälder bzw. Latschengebüsche und ihre Säume, über veränderten, für <i>Cyripedium calceolus</i> aber noch günstigen Böden	Geschlossene, schattige Wälder über für <i>Cyripedium calceolus</i> nur mehr mäßig geeignetem bis ungünstigen Böden
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (> 200 Sprosse)	Mittelgroße Population (30–200 Sprosse)	Kleine Population (< 30 Sprosse)

80.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

80.3 Bewertungsanleitung

80.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

In den Kalkalpen ist *Cyripedium calceolus* mit zerstreuten Vorkommen nach wie vor weit verbreitet und nicht übermäßig stark gefährdet. Die Vorkommen in tieferen Lagen sind aber sehr oft extrem bedroht. Die Bewertung der lokalen Populationen sollte daher je nach Gefährdung entweder alle zwei, alle vier oder nur alle zehn Jahre wiederholt werden.

80.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

81 1903 LIPARIS LOESELII [(L.) RICH.]

81.1 Schutzobjektsteckbrief

81.1.1 Schutzobjekt

Deutsche Namen: Glanzstendel, Glanzkraut, Torf-Glanzkraut, Sumpf-Glanzkraut

Synonyme: *Sturmia loeselii* (L.) Rchb., *Pseudorchis loeselii* (L.) Gray, *Malaxis loeselii* (L.) Sw.

81.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Monocotyledoneae, Orchidales, Orchidaceae

Anmerkungen zu Varietäten: Pflanzen mit eiförmigen Blättern wurden als var. *ovata* beschrieben.

Merkmale (v. a. nach KLEIN & KERSCHBAUMSTEINER, 1996 und ADLER et al., 1994): *Liparis loeselii* wird 5–25 cm hoch und ist durch ihre gelblichgrüne Färbung der Blätter wie auch der Blüten ziemlich unauffällig. Der Stängel ist scharf drei- bis fünfkantig und bildet am Grund eine Sprossknolle. Die zwei, seltener drei, lanzettlichen bis elliptischen grundständigen, sommergrünen Laubblätter sind fast gegenständig angeordnet und schließen mit ihrem Grund die Sprossknolle ein; die Laubblätter sind aufrecht, gelbgrün und fettig glänzend (Name!). Der lockere Blütenstand besteht aus 2–9(20) spornlosen Blüten. Die Perigonblätter sind 4 mm lang, schmal, linealisch und abstehend, die Ränder nach außen umgerollt. Die Lippe ist 7–10 mm lang, sichelförmig abwärts gebogen und rinnenförmig bis gefaltet.

Chromosomenzahl: $2n = 32$ (HAGERUP, 1941; Material aus Dänemark), $2n = 26$ (KLIPHUIS, 1963; Material aus Holland)

Verwechslungsmöglichkeiten: Blühend sind kaum Verwechslungen möglich. Sterile und fruchtende Pflanzen könnten trotz ihrer charakteristischen gelbgrünen Färbung unter Umständen mit anderen Orchideen-Arten verwechselt werden.

81.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Liparis loeselii ist ein sommergrüner, erosulater (= ohne Grundblattrosette) Geophyt mit einem kurzen Rhizom und einer Sprossknolle. Die Art blüht je nach Höhenlage von Mitte Juni bis Mitte Juli, kommt aber in ungünstigen Jahren nicht zur Blüte. Da keine sicheren Bestäuber der unscheinbaren, duft- und nektarlosen Blüten bekannt sind, ist regelmäßige Selbstbestäubung anzunehmen. Der Fruchtansatz ist sehr hoch und schwankte bei einer Untersuchung in Deutschland zwischen 82 und 97 % (REINECKE, 1976). Die Fruchtreife erfolgt extrem spät im Februar, die winzigen Samen werden ausgestreut und können außerdem wegen ihrer Kleinheit durch Wind sehr weit ausgebreitet werden.

81.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Liparis loeselii wächst selten in nassen, teils zeitweilig überfluteten, kalkreichen, oft moosreichen Nieder-, Zwischen- und Quellmooren sowie in Riedwiesen und Verlandungszonen von Seen; Hochmoore meidet die Art jedoch. *Liparis loeselii* ist wärmeliebend und bevorzugt neutral-milde Sumpfhumus- und Schlickböden. Gut entwickelte Exemplare findet man an halboffe-

nen Standorten mit niedriger Vegetation, wo geringe Konkurrenz durch andere Arten besteht. OBERDORFER (2001) führt *Liparis loeselii* als Verbandscharakterart des Caricion davallianae, die auch im Juncetum alpinae oder Rhynchosporion vorkommt. In Österreich kommt die Art vom Tiefland bis in etwa 900 m Seehöhe vor.

AMANN (1985) nennt *Liparis loeselii* im nördlichen Vorarlberger Rheintal als seltene Art für das Primulo Schoenetum (Mehlprimel-Knopfbinsen-Moor), das Allio suaveolentis-Molinietum (Duftlauch-Pfeifengraswiesen), für niedrigwüchsige und mittelhohe Molinieten / Pfeifengraswiesen sowie teilweise auch für eine *Iris sibirica*-Gesellschaft. Bemerkenswerte Begleitarten sind unter vielen anderen die Orchideen *Dactylorhiza incarnata*, *Dactylorhiza maculata*, *Dactylorhiza majalis*, *Gymnadenia conopsea*, *Gymnadenia odoratissima*, *Epipactis palustris* und *Hermium monorchis*, sowie *Gentiana pneumonanthe*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa*.

Im Inntal zwischen Telfs und Wörgl (KREWEDL, 1992) wächst *Liparis loeselii* als seltene Art im Caricetum davallianae / Davallseggen-Sumpf (u. a. zusammen mit *Carex flava*, *Carex nigra*, *Carex panicea*, *Dianthus superbus*, *Molinia caerulea*, *Pedicularis palustris* und *Valeriana dioica*), im *Carex elata*-Schilfgürtel eines Weihers (u. a. zusammen mit verschiedenen *Sphagnum*- und Laubmoos-Arten, *Caltha palustris*, *Drosera anglica*, *Drosera rotundifolia*, *Scutellaria galericulata* und *Thelypteris palustris*) und im Molinietum caeruleae (u. a. zusammen mit *Carex davalliana*, *Carex hostiana*, *Dactylorhiza maculata*, *Eriophorum angustifolium*, *Eriophorum latifolium* und *Galium palustre*).

Das einzige steirische Vorkommen von *Liparis loeselii* im Ennstal zeigt(e?) pflanzensoziologischen Anschluss an das Caricion davallianae / Kalk-Flachmoore (ZIMMERMANN et al., 1989). In den übrigen Bundesländern zeigt die Art pflanzensoziologische Bindungen, die den bisher genannten in Westösterreich und der Steiermark weitgehend entsprechen.

In den relativ niedrigwüchsigen Gesellschaften des Caricion davallianae hat *Liparis loeselii* sicher seinen ökologischen Schwerpunkt. Bei den Vorkommen in den höherwüchsigen Pfeifengras-Wiesen oder in Schilf-Flächen dürfte es sich fast immer um für die Art suboptimale bis ungünstige Wuchsorte handeln, die sich aufgrund verschiedenster Standorts- oder Nutzungsveränderungen aus dem Caricion davallianae entwickelten.

FFH-Lebensraumtypen: 6410 Pfeifengraswiesen (Molinion caeruleae)

7140 Übergangs- und Schwingrasenmoore

7230 Kalkreiche Niedermoore

Ökologische Zeigerwerte nach ELLENBERG (1979): L7 T6 K4 F9= R9 N2

81.1.5 Populationsökologie

Liparis loeselii bildet fast immer sehr individuenarme Populationen, und ist daher an fast allen Fundorten eine sehr seltene Pflanze. Sie neigt aber zur Büschelbildung, was auf vegetative Vermehrung über Adventivknospen zurückzuführen ist. Unter ungünstigen Bedingungen kann *Liparis loeselii* vermutlich mit Hilfe symbiontischer Pilzpartner noch eine Zeit lang kümmern. Bei verbesserten Bedingungen, zum Beispiel nach Biotoppflege, können die Pflanzen wieder erstarben.

81.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1965): (sm) – temp – oz₂₋₃ Eur – Sib + OAm + (WAm)

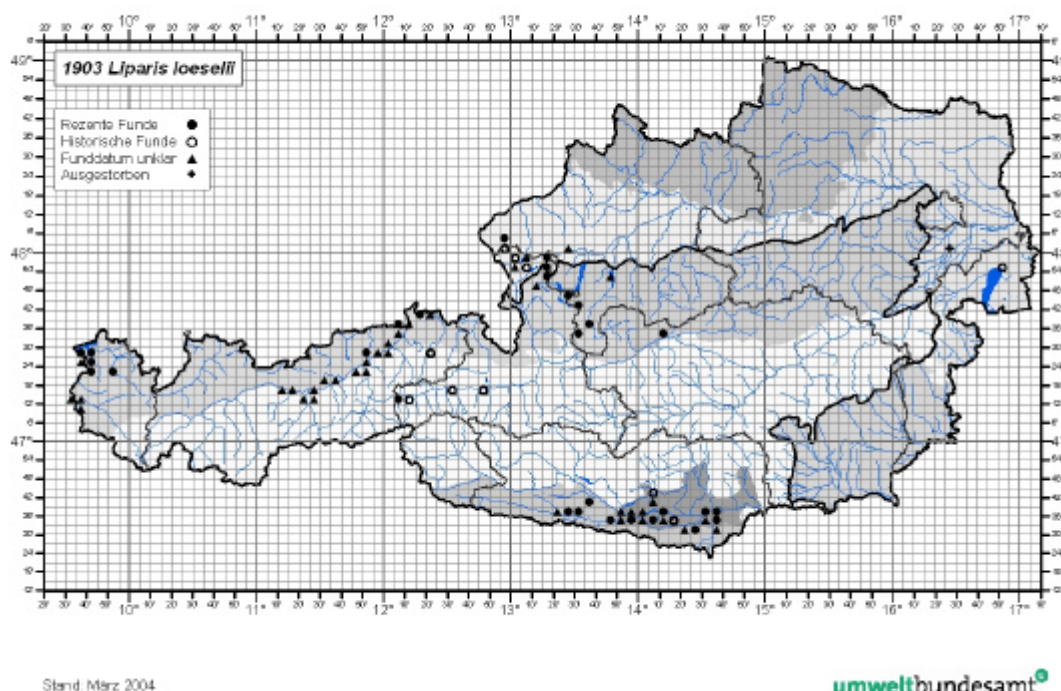
Florenelement in Europa (MEUSEL et al., 1965): (alpisch/demontan) + sund – balt

Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Alpine und Kontinentale Region

Vorkommen in den Bundesländern: V, T, S,K, St, O, N†, B

Liparis loeselii ist zirkumpolar holarktisch verbreitet, und tritt als subatlantisch-präalpines Florenelement vorwiegend in der planar-kollinen-submontanen Höhenstufe Europas, Sibiriens und Ost-Amerikas (ohne Alaska) auf. In **Europa** kommt die Art in der temperaten Zone verbreitet, in der submeridionalen Zone vereinzelt vor. Im Norden ist sie bis Südwesten und Südschweden, im Süden bis Südwestfrankreich und im Osten bis Südrumänien und die Ukraine verbreitet (BUTTLER, 1986; KÄSERMANN, 1999).

In **Österreich** kam *Liparis loeselii* ehemals in allen Bundesländern außer in Wien vor. In Niederösterreich ist die Art heute ausgestorben. Alte Angaben existieren aus der Nähe der Jesuitenmühle bei Moosbrunn, wo die Art noch 1925 vorkam (JANCHEN, 1966-75), und aus der Umgebung von Siebenbrunn im Marchfeld (TEYBER, 1905), wo die Art ebenfalls seit langem ausgestorben ist. In den übrigen Bundesländern ist die Art überall selten. In der Steiermark existiert nur ein Fundpunkt mit wenigen Individuen in einem Kalkflachmoor bei Liezen im Ennstal (ZIMMERMANN et al., 1989). Die relativ reichsten Vorkommen liegen heute noch im Klagenfurter Becken (HARTL et al., 1992) und im Rheintal und Bodenseegebiet (AMANN, 1985; POLATSCHKE, 2001).

**81.1.7 Gefährdung und Schutz**

Einstufung: IUCN Red List: —

ECE: —

Österreich: stark gefährdet, im westlichen und nördlichen Alpengebiet sowie im nördlichen Alpenvorland vom Aussterben bedroht (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

Liparis loeselii wurde wegen seiner Seltenheit, seiner hydrologisch sensiblen und daher besonders gefährdeten Standorte und wegen des starken Rückgangs in Österreich als stark gefährdet eingestuft.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Schutzstatus in Österreich: Naturschutzverordnungen in den Bundesländern (Stand 1998)

V: vollkommen geschützt, T: teilweise geschützt, S: vollkommen geschützt, K: vollkommen geschützt, St: geschützt, O: nicht geschützt, B: nicht geschützt.

Gefährdungsursachen: Als Gefährdungsursachen werden allgemein Entwässerung, Eutrophierung, Aufgabe der traditionellen Streunutzung, Verbuschung und Verschilfung der Standorte wegen ausbleibender Nutzung, zu intensive Beweidung, Aufforstung, Bautätigkeit, mechanische Einwirkung durch Freizeitaktivitäten aber auch Besammlung angesehen (ZIMMERMANN et al., 1989, Bundesamt für Naturschutz Deutschland; KLEIN & KERSCHBAUMSTEINER, 1996; KÄSERMANN, 1999). Wirksamen Schutz können also alle Maßnahmen bieten, die diese Verschlechterungen zurücknehmen oder hintanhaltend. Die Populationen von *Liparis loeselii* scheinen durch das Schaffen offener Standorte gefördert zu werden, wie Beobachtungen aus Frankreich (GÉHU & WATTEZ, 1971) und dem nördlichen Vorarlberger Rheintal (Schratt-Ehrendorfer, unveröff.) vermuten lassen.

Alle diese Faktoren treffen auch für die Vorkommen in Österreich zu. Da *Liparis loeselii* wärmebedürftig ist, liegen seine Vorkommen in Tieflagen, also in stark durch den Menschen genutzten Lebensräumen.

Für die Vorkommen von *Liparis loeselii* im nördlichen Vorarlberger Rheintal nennt AUMANN (1985) folgende konkrete Gefährdungsursachen: Kleinheit und Isoliertheit der Habitate, Düngeranflug aus umliegenden, intensiv bewirtschafteten Feldern, Entwässerung, zu früher Mahdzeitpunkt, die Anlage einer Pferdekoppel, ein Modellsportflugzeugplatz auf einer angrenzenden Fläche, die Errichtung einer Hütte mitten in einem *Liparis*-Bestand sowie ein Straßenbauvorhaben. Im Inntal zwischen Telfs und Wörgl ist *Liparis loeselii* offenbar noch stärker bedroht. Alle Vorkommen sind sehr individuenarm und werden von KREWEDL (1992) als vom Aussterben bedroht angesehen. D. Ernet und G. Karrer suchten im Jahr 2001 im steirischen Ennstal vergeblich nach der Art (mündliche Mitteilung); *Liparis loeselii* ist somit in der Steiermark vermutlich verschollen.

81.1.8 Verantwortung Österreichs

Liparis loeselii erfährt weiterhin in ganz Europa dramatische Rückgänge. Daher ist die Verantwortung Österreichs für die Erhaltung der Art, trotz und gerade auch wegen ihrer vielfach geschwächten Populationen, die selbst am Rande des Aussterbens stehen, hoch.

81.1.9 Kartierung

Für *Liparis loeselii* geeignete Biotope sind heute nur mehr kleinflächig erhalten und werden daher regelmäßig von Botanikern aufgesucht. Trotz der Unauffälligkeit der Art ist daher kaum mit wesentlichen Neufunden zu rechnen.

81.1.10 Wissenslücken

Demographische Untersuchungen von Populationen in Abhängigkeit von Vegetationsdichte und -höhe könnten wichtige Beiträge zum Management von *Liparis loeselii*-Biotopen liefern.

81.1.11 Literatur und Quellen

- ADLER, W.; OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. Bestimmungsbuch für alle in Österreich wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart und Wien.
- AMANN, M. (1992): Verbreitung geschützter Arten im Vorarlberger Rheintal zwischen Bodensee und Kummberg (mit Ausnahme des Rheindeltas). – Unveröff. Diplomarb. Univ. Wien mit Ergänzungen aus dem Jahr 1992: 330 S.
- Bundesamt für Naturschutz Deutschland: [http://www.floraweb.de/datenservice/...](http://www.floraweb.de/datenservice/)
- BUTTLER, K. P. (1986): Orchideen. – Die farbigen Naturführer. Mosaik Verlag, München.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Scripta Geobotanica IX, 2. Aufl., Verlag Erich Goltze KG, Göttingen.
- GÉHU, J. M. & WATTEZ, J. R. (1971): *Liparis loeselii* (L.) Rich. dans le Nord de la France – ses stations anciennes et son maintien actuel. – Bull. Soc. Bot. France 118 (9): 801–812.
- HAGERUP, O. (1941): Nordiske Kromosom-Tal. I. – Bot. Tidsskr. 45, 383–395.
- HARTL, H.; KNIELY, G.; LEUTE, G. H.; NIKLFELD, H. & PERKO, M. (1992): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Kärntens. – Naturwiss. Ver. Kärnten, Klagenfurt.
- JANCHEN, E. (1966–1975): Flora von Wien, Niederösterreich und Nordburgenland. – Verein für Landeskunde von Niederösterreich und Wien, Wien.
- KÄSERMANN, C. (1999): *Liparis loeselii* (L.) RICH. – Zwiebelorchis – *Orchidaceae*. – In: BUWAL (Hrsg.): Merkblätter Artenschutz — Blütenpflanzen und Farne. – Bern.
- KLEIN, E. & KERSCHBAUMSTEINER, H. (1996): Die Orchideen der Steiermark. Eine Ikonographie und Verbreitungsübersicht. – Joanneum-Verein, Graz.
- KLIPHUIS, E. (1963): Cytological observations in relation to the taxonomy of the Orchids of the Netherlands. – Acta Bot. Neerland. 12, 172–194.
- KREWEDL, G. (1992): Die Vegetation von Nassstandorten im Inntal zwischen Telfs und Wörgl. Grundlagen für den Schutz bedrohter Lebensräume. – Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Suppl. 9: 464 S. – Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E. & WEINERT, E. [Hrsg.] (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. 1, Textteil. – VEB Fischer, Jena.
- NIKLFELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In: NIKLFELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152. – austria media service, Graz.
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – E. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
- POLATSCHKEK, A. (2001): Flora von Nord-Tirol, Ost-Tirol und Vorarlberg. – Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum.
- REINECKE F. (1976): Über die Vermehrung von *Liparis loeselii*. – In: Kurzmitteilungen über bemerkenswerte Orchideenfunde aus Europa und dem Mittelmeergebiet. – Orchidee 27: 61–62.
- STEINWENDTNER, R. (1981): Die Verbreitung der Orchidaceen in Oberösterreich. – Linzer biol. Beitr. 13/2: 155–229.
- TEYBER, A. (1905): Beitrag zur Flora Niederösterreichs. – In: Bericht der Sektion für Botanik. – Verh. zool.-bot. Ges. Wien, LV: 13–17.
- VÖTH, W. (1999): Lebensgeschichte und Bestäuber der Orchideen am Beispiel von Niederösterreich. – Stapfia 65: 1–257.

WITTMANN, H.; SIEBENBRUNNER, A.; PILSL, P. & HEISELMAYER, P. (1987): Verbreitungsatlas der Salzburger Gefäßpflanzen. – *Sauteria* 2: 403 S.

ZIMMERMANN et al. (1989): Atlas gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen der Steiermark. – Mitt. Abt. Bot. Landesmus. Joanneum Graz, 18/19: 1-302.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

M. Amann (Vorarlberg), G. Krewedl (Tirol, vor allem Inntal), O. Stöhr & S. Gewolf (Salzburg) sowie Mitarbeiter aus verschiedenen Orchideen-Arbeitskreisen.

81.2 Indikatoren und Schwellenwerte

81.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitat	Nasse, zeitweise überschwemmte, von Mineralbodenwasser beeinflusste, kurzrasige, Schilf-freie, nicht zu dicht bewachsene, voll besonnte Standorte mit intaktem hydrologischem Regime; Standorte ohne Streuauflage und ohne Schilf; die Art wächst in typischen, nicht zu dichten Vergesellschaftungen (Kalkflachmoore, Pfeifengras-Wiesen)	Nasse, zeitweise überschwemmte, von Mineralbodenwasser beeinflusste, nicht voll besonnte Standorte mit \pm intaktem hydrologischem Regime und höherwüchsigerer Vegetation; Standorte mit geringer Streuauflage und wenig Schilf oder anderen hochwüchsigen Konkurrenten; die Art wächst in weitgehend typisch erhaltenen, aber relativ dichtwüchsigen Vergesellschaftungen (Kalkflachmoore, Pfeifengras-Wiesen)	Kaum noch überschwemmte, von Mineralbodenwasser bestimmte Standorte mit gestörtem hydrologischem Regime und hochwüchsiger, stark schattender Vegetation; Standorte mit starker Streuauflage und hohem Schilfanteil in weitgehend untypisch erhaltenen Vergesellschaftungen (Schilfröhricht, Großseggenriede, hoch- und dichtwüchsige Molinieten)
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (> 70 Individuen)	Mittelgroße Population (10–70 Individuen)	Kleine Population (< 10 Individuen)

81.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

81.3 Bewertungsanleitung

81.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand		A	B	C
	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

Die Bewertung der lokalen Populationen von *Liparis loeselii* sollte alle zwei Jahre wiederholt werden, besonders stark bedrohte Populationen sollten jährlich überprüft werden.

81.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

82 1916 * ARTEMISIA LACINIATA (WILLD.)

82.1 Schutzobjektsteckbrief

82.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Schlitzblatt-Beifuß, Schlitzblatt-Wermut

82.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Dicotyledoneae, Asterales, Asteraceae, Anthemideae, *Artemisia* sect. *Heterophyllae*

Merkmale (nach WAGENITZ, 1987, FISCHER & FALLY, 2000): *Artemisia laciniata* ist eine (10–)30–50 (–80) cm hohe Staude. Die geruchlosen, einfach bis fast doppelt gefiederten Laubblätter sind lang gestielt und besitzen am Grund keine Öhrchen. Die linealischen Blattzipfel sind 1–3 mm lang, 0,6–1 mm breit, kahl oder nur spärlich behaart und daher grün. Die kurz gestielten, nickenden Körbchen besitzen gelbe Röhrenblüten, die inneren sind zwittrig, die randständigen weiblich. Die kugeligen Körbchen sind ca. 2–3 mm lang und 2–5 mm breit und bilden einen schmal rispigen, einseitwendigen Körbchenstand. Die kahlen Hüllblätter sind länglich-eiförmig und helltrockenhäutig berandet.

Chromosomenzahl: $2n = 18$ (EHRENDORFER, 1964; Zählung an Material aus Lasseer im Marchfeld und aus den Zitzmannsdorfer Wiesen im Seewinkel)

Verwechslungsmöglichkeit: Mit *Artemisia panicii*, die jedoch weißlich behaarte Laubblätter hat. — Sterile Rosetten könnten mit Blattrosetten von *Tanacetum corymbosum* oder einer üppig ausgebildeten *Achillea* verwechselt werden (JÄGER, 1987). WENDELBERGER (1959) hält auch eine Verwechslung der Blätter mit denen von *Daucus carota* für möglich.

82.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Artemisia laciniata ist eine sommergrüne Halbrosettenstaude mit unterirdischen Ausläufer-Rhizomen. JÄGER (1987) studierte die Wuchsform der Art im mongolischen Teil ihres Hauptareals: In den ersten Lebensjahren bildet der mehrjährige unterirdische Teil von *Artemisia laciniata* ein verdicktes Pleiokorm mit vorwiegend primärer Bewurzelung. Später entwickelt die Art etwa 4 mm starke, ausläuferartige, mit Niederblättern besetzte Rhizome, die etwa 2 cm tief im Boden liegen. Die Sympodialglieder des Rhizoms sind ungefähr 8 cm lang und verzweigen und bewurzeln sich besonders dort, wo sie in den orthotropen Spross übergehen. Wie alle unsere Beifuß-Arten ist auch *Artemisia laciniata* ein Spätsommer- und Herbstblüher mit Blütezeit ab Mitte August bis Oktober (J. Köllner, mündl. Mitteilung). Da die Körbchen keine vergrößerten Randblüten aufweisen, sind die Blütenstände trotz der gelbgefärbten Blüten recht unauffällig. Windbestäubung kann als Normalfall angenommen, gelegentliche Insektenbestäubung aber nicht ausgeschlossen werden. Die Früchte werden durch Ausstreuen sowie mit dem Wind oder auch exozoochor ausgebreitet. JÄGER (1987) fand in mongolischen Wäldern keine Jungpflanzen von *Artemisia laciniata*, deren Vermehrung dort vorwiegend vegetativ erfolgt. Auch die österreichische Population dürfte sich in erster Linie vegetativ vermehren (J. Köllner, mündl. Mitteilung).

82.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Artemisia laciniata ist in ihrem mongolisch-sibirischen Hauptareal eine regelmäßig auftretende Begleitart staudenreicher, frischer Lärchenwälder. Sie besiedelt aber auch ihre anthropogen Ersatzgesellschaften wie Birken- und Pappelwälder sowie Wiesen und staudenreiche Wiesensteppen. Während die Art in Mitteleuropa in der planar-kollinen Stufe vorkommt, zeigt sie in der Mongolei eine Bindung an die Montanstufe. Aus ihrem europäischen Arealanteil wird *Artemisia laciniata* für Steppenwiesen auf mäßig feuchten bis nassen Salz- und Anmoorböden genannt. Hier herrscht aufgrund der salzigen Standortverhältnisse ein geringerer Konkurrenzdruck durch andere Arten. Im mongolisch-sibirischen Hauptareal besiedelt *Artemisia laciniata* aber nur selten moorige oder versalzte Böden (JÄGER, 1987).

Am einzigen heute noch existierenden österreichischen Fundort im Seewinkel kommt die Art in einem eng begrenzten Gebiet der Zitzmannsdorfer Wiesen vor. In dem Mosaik aus Trocken- und Feuchtstandorten besiedelt *Artemisia laciniata* einen schwach salzigen, wechselfeuchten Wiesenabschnitt, der dem Succiso-Molinietum caeruleae / Pannonische Blaugras-Pfeifenwiesen zuzuordnen ist. Begleitarten sind hier unter anderem *Carex panicea*, *Plantago maritima*, *Galium verum*, *Achillea asplenifolia* und *Serratula tinctoria* (WENDELBERGER, 1959).

Das heute ausgestorbene Vorkommen von *Artemisia laciniata* auf der „Salzheide“ (BECK, 1893) bei Lassee lag an der tiefsten Stelle einer sandigen Geländemulde im Bereich des Stempfelbaches (WENDELBERGER, 1959). Durch die Nähe des Grundwassers kamen als Feuchtigkeitszeiger außerdem *Salix repens*, *Scirpoides holoschoenus*, *Sanguisorba officinalis* und *Senecio erucifolius* vor (Metlesics in WENDELBERGER, 1959). Schon WENDELBERGER (1959) traf die beiden letztgenannten Arten wegen der Grundwasserabsenkung und der Hand in Hand gehenden Austrocknung des Standortes bei Lassee nicht mehr an. Spätestens um 1970, aber eher etwas früher, verschwand dann auch *Artemisia laciniata* von dort (JANCHEN, 1977 [Redaktionsschluss um 1966]: „nahezu erloschen“).

FFH-Lebensraumtyp: 6410 Pfeifengraswiesen (Molinion caeruleae)

Ökologische Zeigerwerte: nicht verfügbar

82.1.5 Populationsökologie

JÄGER (1987) beobachtete in der Mongolei, dass *Artemisia laciniata* häufig sterile, wenigblättrige Rosetten bildet, die aus vegetativer Vermehrung hervorgehen. Die *Artemisia laciniata*-Population in den Zitzmannsdorfer Wiesen besteht nur mehr aus einer Gruppe von zwei bis drei vitalen, regelmäßig blühenden Pflanzen. In geringer Entfernung an einer etwas tieferen Stelle befindet sich außerdem ein kleiner Bestand mit fünf bis zehn nicht zur Blüte gelangenden subvitalen Individuen (J. Köllner, mündl. Mitteilung).

Nach Beobachtungen von F. Kasy (mündl. Mitteilung M. A. Fischer) erzeugten die Pflanzen der Zitzmannsdorfer Population in den 1970er Jahren reichlich keimfähige Samen. Nach der Aussaat der Früchte auf einem Brachacker im Wiener Becken soll die Saat sehr gut aufgelaufen sein. Auch JÄGER (1987) berichtet von Vorkommen der Art auf leicht gestörten Standorten. Nicht zuletzt stammte die erste Beobachtung der Art aus dem Seewinkel von einem überwachsenen Auswurf einer ehemaligen Geschützstellung aus dem 2. Weltkrieg (MELZER, 1952 a). Allerdings wurde die Art dort rasch durch Vergrasung zurückgedrängt, so dass sie MELZER (1955) bereits als verschollen meldete. Zuletzt fand allerdings 1959 WENDELBERGER (1959) doch noch einige Blattbüschel, die aber schließlich als Folge von Vergrasung endgültig verschwanden.

82.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1992): sm-k₂ EUR E

Florenelement (MEUSEL et al., 1992): (so) + nwpann

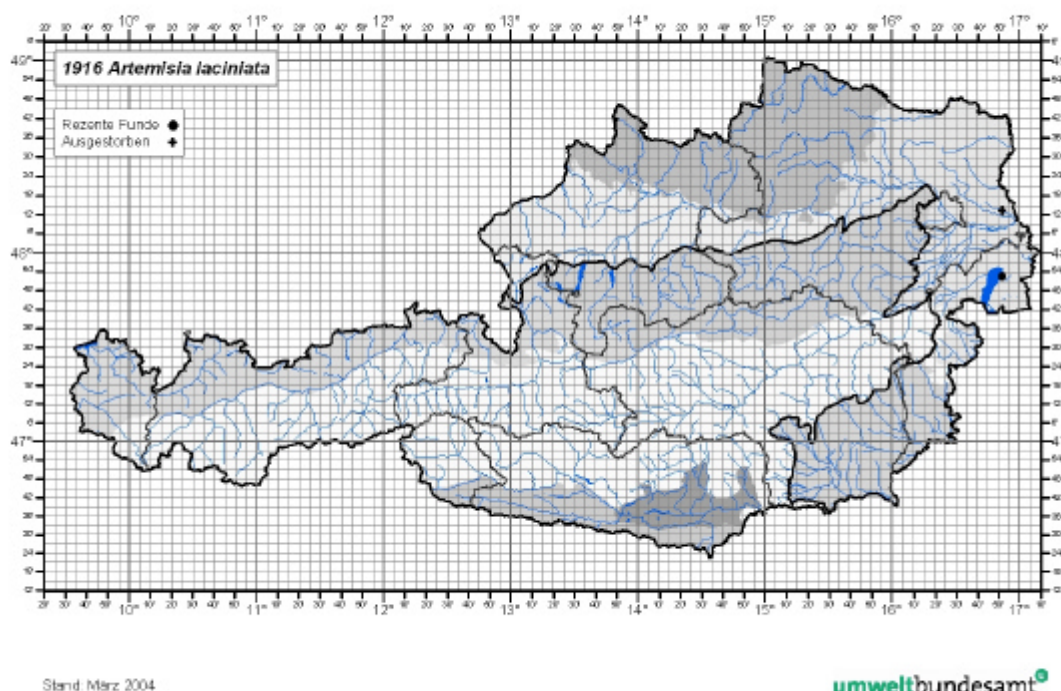
Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Nur Alpine Region

Vorkommen in den Bundesländern: N†, B

Artemisia laciniata ist submeridional bis boreal im kontinentalen Osteuropa und Asien verbreitet, wobei das Arealzentrum von Westsibirien bis in die Mandchurei reicht. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt in Lärchenwäldern, Hügelsteppen und Uferwiesen der mandchurischen bis sibirischen Waldsteppen. Das Gesamtareal ist relativ dicht besiedelt und weltweit ungefährdet. Die wenigen isolierten Reliktorkommen liegen bzw. lagen in Nordwest-Amerika, am mittleren Don und in **Mitteleuropa** (westpannonischer Raum und herzynische Vorkommen in Mitteldeutschland). Diese westlichen europäischen Vorposten wurden wohl erst im Spätglazial oder frühen Postglazial erreicht (EHRENDORFER, 1964). Auch das kleine, relikttäre westamerikanische Vorpostenareal geht auf eine geschlossene Verbreitung über die Beringbrücke während des Quartärs zurück (JÄGER, 1987).

Die ehemals reichen Bestände in Mitteldeutschland bei Straßfurt und bei Artern erloschen bereits um 1900 (JÄGER, 1987). Es ist bemerkenswert, dass *Artemisia laciniata* als Art der östlichen Waldsteppen im Kerngebiet der pannonischen Vegetation fehlt. Dies ist vermutlich auf den Verlust entsprechender Standorte in der ungarischen Tiefebene zurückzuführen, die der Art mit dem relativ weit nördlich gelegenen Hauptareal und der Anpassung an kühle Klimate in Folge der postglazialen Erwärmung nicht mehr zusagten (WENDELBERGER, 1959; EHRENDORFER, 1964; JÄGER, 1987).

Somit existiert derzeit im westlichen Europa, etwa 3000 km vom Hauptverbreitungsgebiet entfernt, nur mehr der burgenländische Fundpunkt in den Zitzmannsdorfer Wiesen am nordöstlichen Ufer des Neusiedler Sees zwischen Winden a. See und Podersdorf. Der zweite österreichische Fundort („Obere Heide“ bei Lasse) lag im Marchfeld (Niederösterreich) etwa 35 km östlich von Wien.



82.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: —

ECE: —

EU: europaweit vom Aussterben bedroht

Österreich: vom Aussterben bedroht (NIKLFIELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

Da *Artemisia laciniata* heute in Österreich nur mehr mit einer winzigen Population an einem hydrologisch sensiblen Standort vorkommt, wurde sie als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Gefährdungsursachen: In Österreich ist für den Rückgang bzw. für das Aussterben von *Artemisia laciniata* hauptsächlich das Trockenfallen von feuchten bzw. wechselfeuchten Wiesen durch Absenkung des Grundwasserspiegels verantwortlich. Daneben spielte aber vermutlich auch die starke Besammler eine negative Rolle (vgl. WENDELBERGER, 1959). Auch in Mitteldeutschland wurde die Art zwar durch übermäßiges Besammeln stark dezimiert, für ihr Aussterben war aber schließlich die Zerstörung ihrer Standorte ausschlaggebend (JÄGER, 1987). Eine biologische Gefährdungsursache stellt die nach JÄGER (1987) schlechte Einpassung der Art an die rezentökologischen Bedingungen in Europa dar, was sich in einer regressiver Arealbildungstendenz äußert. *Artemisia laciniata* zeigt eine deutliche Bindung an Lärchenwald-, Waldsteppen- und Bergsteppengebiete an der Ostseite des eurasiatischen Kontinents. Während diese Arealteile durch einen sommerfeuchten Niederschlagsrhythmus geprägt sind, weisen die mitteleuropäischen Steppengebiete eine sommerliche Trockenphase auf. Diese Klimarhythmik entspricht nicht dem Entwicklungsrhythmus von *Artemisia laciniata*, die sich gemäß

dem Gesetz der relativen Standortskonstanz an ihrem westlichsten Arealrand an Feuchtstandorte zurückzieht.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Das einzige noch bestehende österreichische Vorkommen von *Artemisia laciniata* liegt in einem NATURA 2000-Gebiet, das gleichzeitig auch Nationalpark und Biosphärenreservat ist. Das Vorkommen wurde erst Mitte des 20. Jahrhunderts entdeckt (MELZER, 1952 a, 1952 b). Wegen der regelmäßigen Mahd der Standorte kam die Art zwar schon damals selten zur Blüte, der Bestand dürfte aber an Ausdehnung und Vitalität seither eingebüßt haben. Die derzeitigen Pflegemaßnahmen bestehen nach Auskunft von Herrn Dr. J. Köllner, Biologische Station Illmitz, in jährlichem händischen Ausmähen der Fläche. Damit vermeidet man das Befahren der Fläche mit schweren Traktoren. Obwohl die Pflegemaßnahmen seit etwa zwanzig Jahren regelmäßig im Herbst durchgeführt werden, findet Dr. Köllner, dass der *Artemisia laciniata*-Biotop in den letzten Jahren keine optimale Entwicklung nimmt. Überlegungen zu Änderungen im Pflegekonzept werden daher angestellt.

Am zweiten österreichischen Fundort bei Lasseo im Marchfeld war *Artemisia laciniata* schon vor 1970 nahezu erloschen (JANCHEN, 1966–75), und ist heute dort ausgestorben. Die Art war erst Ende des 19. Jahrhundert bei Lasseo entdeckt worden und kam damals dort nach BECK (1888) „in ziemlicher Menge“ vor. Schon wenige Jahre danach führt BECK (1893) die Art nur mehr als „dasselbst selten“, was auf die starke Besammlungen durch Botaniker zurückzuführen gewesen sein dürfte. Trotz der Errichtung eines Schutzgebietes zählte die Population 1931 nach Beobachtungen von Metlesics (in WENDELBERGER, 1959) nur mehr 20 blühende Stöcke. 1936 zählte er noch 22 Stöcke, die hauptsächlich nur mehr aus sterilen Blattbüscheln bestanden. Für das endgültige Aussterben der Art bei Lasseo dürfte aber doch das Trockenfallen des Standortes als Folge der Stempfelbachregulierung um 1930 verantwortlich gewesen sein. Die Vergrasung des *Artemisia laciniata*-Habitats setzte ein, ein Vorgang, der noch durch Eintrag von Kunstdünger beschleunigt worden sein könnte. (WENDELBERGER, 1959). Immerhin hat sich an der Stelle bis heute das einzige österreichische Vorkommen von *Gypsophila fastigiata* erhalten, das von den umliegenden Böschungen in die trockener werdende Geländemulde nachrückte (Metlesics in WENDELBERGER, 1959). An der tiefsten Stelle wächst heute (2003) noch eine große Herde von *Salix repens*. WENDELBERGER (1959) hebt hervor, dass das Naturschutzgebiet in seiner Physiognomie zwar völlig erhalten blieb, aber trotzdem nicht mehr die Voraussetzungen für das Wachstum feuchtigkeitsbedürftiger Arten bieten konnte.

Erhaltungskulturen von *Artemisia laciniata* in zwei Gärten Mitteldeutschlands mit bodenständigem Pflanzenmaterial von einem der letzten herzynischen Vorkommen waren offenbar so lange erfolgreich, als der eine Garten betreut wurde und im anderen nicht Mäuse die Pflanzen schädigten (JÄGER, 1987). Eine Vermehrung der Pflanzen über Stecklinge und ihr Wiederausbringen an den Naturstandort könnte für das letzte österreichische Vorkommen zumindest erwogen werden. Wegen der Kleinheit der Ausgangspopulation ist so ein Vorhaben aber sehr kritisch abzuwägen.

82.1.8 Verantwortung Österreichs

Das einzige derzeit bekannte europäische Vorkommen von *Artemisia laciniata* liegt in Ostösterreich. Die Verantwortung zur Erhaltung der Art liegt daher allein bei Österreich. Weil die Entwicklung des Habitats zur Zeit nicht optimal scheint, ist Eile geboten, das drohende Aussterben der Art durch geeignete naturschutzfachliche Maßnahmen zu verhindern.

82.1.9 Kartierung

Zwar wurde *Artemisia laciniata* in Österreich erst spät nachgewiesen, als floristische Rarität fand sie aber schnell große Beachtung. Es ist anzunehmen, dass es außer den wenigen Pflanzen in den Zitzmannsdorfer Wiesen keine weiteren Vorkommen der Art in Österreich gibt.

82.1.10 Wissenslücken

Um der winzigen Population wieder eine Vermehrung zu ermöglichen, wäre es wünschenswert, mehr über das sexuelle und vegetative Reproduktionsverhalten von *Artemisia laciniata* zu erfahren. Größer angelegte Untersuchungen am letzten europäischen Standort im Seewinkel verbieten sich allerdings wegen der Kleinheit der Population von selbst. Untersuchungen zur Keimungsbiologie wären zwar wünschenswert, sollten aber mit möglichst geringem Einsatz von Saatgut auskommen. Fingerprinttests zur Feststellung der genetischen Diversität erfordern allerdings nur sehr kleine Probemengen und ließen sich ohne Schaden für die Individuen durchführen.

Die Populationsentwicklung sollte genau verfolgt werden, am besten durch jährliches Zählen der vegetativen Triebe. Mehrmaliges Kürzen der konkurrierenden Pflanzen während der Vegetationsperiode, am besten mit der Schere, könnte durch bessere Besonnung der vegetativen Triebe die Ausbildung von weiteren Blühtrieben begünstigen. Alle Maßnahmen sollten äußerst vorsichtig ausgeführt und genauestens dokumentiert werden.

82.1.11 Literatur und Quellen

- BECK, G. (1888): In: Mitteilungen aus der Flora von Niederösterreich. – Verh. Zool. Bot. Ges., 38: 765–768.
- BECK G. (1893): Flora von Nieder-Österreich 2. – Carl Gerold's Sohn, Wien.
- EHRENDORFER, F. (1964): Notizen zur Cytotaxonomie und Evolution der Gattung *Artemisia*. – Österr. Bot. Zeitschr., 111: 84–142.
- FISCHER, M. A. & FALLY, J. (2000): Pflanzenführer Burgenland. – Eigenverlag Mag. Dr. Josef Fally, Deutschkreutz.
- JÄGER, E. J. (1987): Biologie, Chorologie und Ursachen des Reliktcharakters von *Artemisia laciniata* Willd. und *A. rupestris* L. im herzynischen Gebiet. – Hercynia, N. F. 24: 425–436, Leipzig.
- JANCHEN, E. (1966–1975): Flora von Wien, Niederösterreich und Nordburgenland. – Verein für Landeskunde von Niederösterreich und Wien, Wien.
- MELZER, H. (1952 a): Floristisches aus dem Neusiedlersee-Gebiet. – Phytion 4,1–3: 105–108.
- MELZER, H. (1952 b): Neues zur Flora des Neusiedler Seegebietes. – Natur u. Land 38, 11/12: 152–153.
- MELZER, H. (1955): Floristisches aus Niederösterreich und dem Burgenlande. – Verh. Zool. Bot. Ges. 95: 104–106.
- MEUSEL, H; JÄGER, E. J. (Hrsg.) (1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. III. (Text) – Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.
- NIKLFIELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In NIKLFELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 33–152. – austria medien service, Graz.
- WAGENITZ G. (Hrsg.) (1987): Gustav Hegi: Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. VI, *Angiospermae: Dicotyledones* 4, Teil 4. *Compositae* II: *Matricaria* bis *Hieracium*, 2.Aufl.: 626–674. – Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- WENDELBERGER, G. (1959): Die mitteleuropäischen Reliktorkommen der *Artemisia*-Arten aus der Sektion Heterophyllae. – Verh. Zool.-Bot. Ges. 98/99: 57–95.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

H. Melzer, J. Köllner und weitere Kollegen an der biologischen Station Illmitz im Seewinkel

82.2 Indikatoren und Schwellenwerte

82.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitat	Pflanzensoziologisch charakteristisch ausgebildete Pannonische Blaugraswiese mit intaktem Grundwasserregime und traditioneller Bewirtschaftung	Die Pannonische Blaugraswiese ist noch charakteristisch ausgebildet und weist ein günstiges Grundwasserregime auf, wird aber nicht mehr traditionell bewirtschaftet	Verfilzende, verbrauchende oder verbuschende Pannonische Blaugraswiese mit gestörtem Grundwasserregime
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (mehr als 50 Klone)	Mittelgroße Population (zwischen 5 und 50 Klonen)	Kleine Population (weniger als 5 Klone)

82.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

82.3 Bewertungsanleitung

82.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

Artemisia laciniata hat in Österreich nur ein Vorkommen, das gleichzeitig das letzte im zentralen Teil Europas ist. Die Bewertung der lokal sehr begrenzten Population sollte jährlich erfolgen, um auf Verschlechterungen des Standortes sofort mit geeigneten Pflegemaßnahmen reagieren zu können.

82.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

83 1917 * ARTEMISIA PANCICII (RONNIGER)

83.1 Schutzobjektsteckbrief

83.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Waldsteppen-Beifuß, Waldsteppen-Wermut, Pancic-Beifuß, Pancic-Wermut

Synonym: *A. laciniata* auct. non Willd., *A. latifolia* sensu J. Wagner (1911)

83.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Dicotyledoneae, Asterales, Asteraceae, Anthemideae, *Artemisia* sect. *Heterophyllae*

Anmerkungen zu Unterarten, Verwandtschaft und Gliederung: *Artemisia pancicii* ist eine stark abgeleitete, hexaploide, pannonisch verbreitete Art. Sie ist wohl erst in der Nacheiszeit aus diploiden und tetraploiden Elternsippen (z. B. *A. armeniaca*, *A. punctata*) hervorgegangen, die damals aus den Kaukasusländern nach Westen vordrangen (EHRENDORFER, 1964). WENDELBERGER (1960) hat die in Österreich und Südmähren vorkommenden Populationen von *Artemisia pancicii* als subsp. *austriaca* von subsp. *pancicii* aus Nordostserbien getrennt. Das ist wegen der geringen und stark überlappenden Unterschiede wohl nicht aufrecht zu halten.

Merkmale (nach TUTIN, 1976): *Artemisia pancicii* ist eine (10–)20–50(–70) cm hohe Staude mit langen Rhizomen. Die geruchlosen Laubblätter sind meist zweifach gefiedert. Ihre Blattzipfel ähneln denen von *Artemisia absinthium*, sind also breiter als die von *Artemisia laciniata*. Die Art ist weißseidig-dünnpilzig behaart, die Laubblätter zeigen oft einen silbrig-seidigen Glanz. Die fast kahlen bis dicht behaarten, 3 mm langen, breit-eiförmigen Hüllblätter sind trockenhäutig berandet. Die kurz gestielten Körbchen nicken und sind in einer zusammengezogenen Rispe angeordnet.

Chromosomenzahl: $2n = 18$ (EHRENDORFER, 1964; Zählung an Material vom Bisamberg, Niederösterreich, und vom Kalvarienberg bei Neusiedl a. See, Burgenland.)

Verwechslungsmöglichkeiten: Mit *Artemisia laciniata*, die aber schmalere, mehr oder weniger kahle Laubblattzipfel hat und mit *Artemisia absinthium*, deren Laubblätter eine wesentlich dichtere, graufilzige Behaarung aufweisen.

83.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Artemisia pancicii ist eine immergrüne Halbrosettenstaude mit langen Rhizomen. Wie alle Beifuß-Arten ist auch *Artemisia pancicii* ein Spätsommer- und Herbstblüher, die Blütezeit ist Mitte August bis Mitte Oktober (WENDELBERGER, 1959). Da die Körbchen, wie bei allen *Artemisia*-Arten, keine vergrößerten Randblüten aufweisen und die Röhrenblüten sehr unauffällig sind, ist nur Windbestäubung zu erwarten. Die Früchte werden durch Ausstreuen sowie mit dem Wind oder auch exozoochor ausgebreitet.

83.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Artemisia pancicii besiedelt halboffene Trockenrasen- und Waldsteppenstandorte der pannonischen Hügelstufe zwischen 180 und 370 Meter Seehöhe (WENDELBERGER, 1959). Bevorzugte Habitate sind lössüberzogene, flach geneigte Standorte in West- und Südwestexposition. Die überwiegenden Vorkommen in Pflanzengesellschaften der Ordnung Festucetalia valesiacae (kontinentale Trockenrasen und osteuropäische Steppen) und angrenzenden Gebüschrändern (Geranio-Dictamnenum / Diptam Saum) zeigen die Bindung der Art an tiefgründigere Standorte, ähnlich denen in Steppengebieten. Aus östlichen Steppengebieten stammen auch viele der Begleitarten von *Artemisia pancicii*, so z. B. am Kalvarienberg bei Neusiedl a. See *Achillea pannonica*, *Adonis vernalis*, *Aster linosyris*, *Astragalus austriacus*, *Carex humilis*, *Festuca valesiaca*, *Iris pumila* oder *Stipa capillata*. In den Hainburger Bergen kommt *Artemisia pancicii* am Übergang der Flaumeichen-Buschwälder zum Fumano-Stipetum eriocaulis / Niederösterreichische Federgrasflur vor, und wird von WENDELBERGER (1959) als Waldsteppen-Randpflanze und als Charakterart des Geranio-Dictamnenum / Diptam Saum bezeichnet.

WENDELBERGER (1959) weist allerdings darauf hin, dass *Artemisia pancicii* ausgesprochen degradationsresistent ist, und sich auch im offenen, z. B. durch Beweidung gestörten Gelände, gut entwickeln kann (siehe auch 3.1.7).

FFH-Lebensraumtyp: 6240 Subpannonische Steppen-Trockenrasen

Ökologische Zeigerwerte: nicht verfügbar

83.1.5 Populationsökologie

Artemisia pancicii bildet lange Ausläufer, an denen sich zahlreiche vegetative Sprosse, aber nur wenige Blühsprosse entwickeln. Die Fortpflanzung erfolgt daher überwiegend vegetativ. Vitale Pflanzen können so größere Herden bilden, die die übrige Vegetation unterwandern. Zu dichte Vegetation vermag die lichtliebende Art allerdings nicht zu durchspinnen. Im Gegenteil, eine schließende Vegetationsdecke drängt die lichtliebende *Artemisia pancicii* schließlich zurück.

WENDELBERGER (1959) beschreibt die Population am Bisamberg als etwa 100 m² groß mit wesentlich mehr sterilen Blattbüscheln als Blühtrieben. Bis heute (Schratt-Ehrendorfer, Beobachtung im Jahr 2003) hat sich hier die Population an einem offenen, etwa 10 ° geneigten Hanganriss an einer Geländerippe zusammen mit z. B. *Iris pumila* erhalten. Möglicherweise hat sich allerdings das Vorkommen der Art wegen des vordringenden Buschwerks und der dichter werdenden Trockenrasen nach Aufgabe der Beweidung etwas verkleinert.

Auch die Populationen in den Hainburger Bergen bestanden nach WENDELBERGER (1959) in den 1960er Jahren vor allem aus vegetativen Trieben. Die einzelnen, klein(st)flächigen Vorkommen waren meist nur wenige Quadratmeter groß und bildeten am Rande natürlicher Lichtungen nur fleckenweise ein bis drei Meter schmale Streifen, die das Buschwerk begleiteten. In den 1980er Jahren beobachteten M. & M. Strudl (mündliche Mitteilung) an Waldsteppensäumen einige wenige Populationen, die höchstens 10 m² groß waren und jeweils nur etwa drei Blühtrieben aufwiesesen.

83.1.6 Verbreitung und Bestand

Arealdiagnose (MEUSEL et al., 1992): sm-(temp) · k₁₋₍₂₎ **AS** + **(EUR)**

Florenelement (MEUSEL et al., 1992): nwchin – mandsch – mong – daur – süd – zentralsibir + (nwpann + herc)

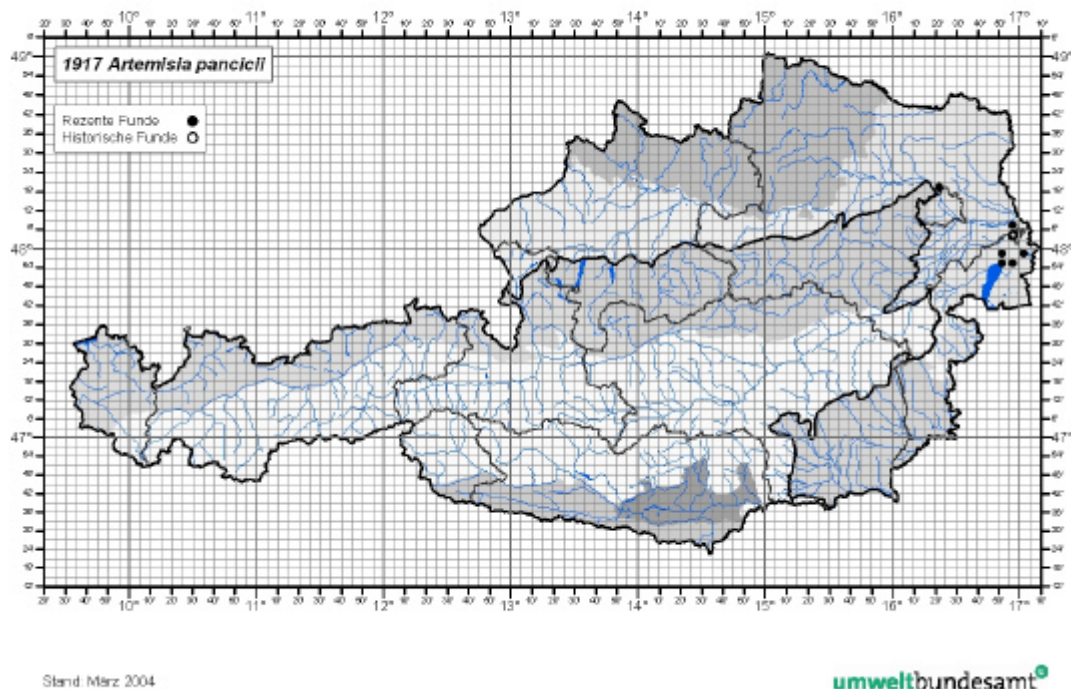
Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Nur Kontinentale Region

Vorkommen in den Bundesländern: N, B

Artemisia pancicii ist ein Endemit der Pannonischen Florenzprovinz. Von ihrem damals einzigen Fundort in der Vojvodina (Nordostserbien), wo sie im Sandgebiet von Deliblat auch heute noch vorkommt, wurde sie erst 1881 durch V. Janka nach sterilen Sprossen als neue Sippe unter dem Namen *Chrysanthemum pancicii* bekannt. Erst 1938 stellte K. Ronninger die Art dann nach blühenden Belegen korrekterweise zur Gattung *Artemisia*. Außer im Deliblater Sandgebiet ist *Artemisia pancicii* von einigen Fundorten in Südmähren und einigen aus dem Osten Österreichs bekannt. Wie *Artemisia laciniata* ist demnach auch *Artemisia pancicii* eine der großen floristischen Raritäten der pannonischen Flora. Und wie *Artemisia laciniata* fehlt auch *Artemisia pancicii* im Kerngebiet der pannonischen Florenzregion.

Die österreichischen Vorkommen beschränken sich seit jeher auf kleine Gebiete. In Niederösterreich existieren bzw. existierten eine Population auf dem Bisamberg (am Czatka-Weg oberhalb Langenzersdorf) und einige Populationen in den Hainburger Bergen (WENDELBERGER, 1959: sieben Populationen am Hundsheimer Berg gegen die Donau sowie weitere Vorkommen am Hexenberg, Steinberg bei Edelstal und im östlichen Bereich des Spitzer Berges). Die Population am Bisamberg besteht nach wie vor. In den Hainburger Bergen beobachteten M. & M. Strudl (mündliche Mitteilung) in den 1980er Jahren noch drei kleine Populationen am Hundsheimer Berge und eine ebenfalls kleine zwischen dem Spitzerberg und dem Steinberg. Allerdings war dies nicht das Ergebnis einer gezielten Suche nach *Artemisia pancicii*. Es wäre also durchaus möglich, dass noch weitere Populationen der Art in den Hundsheimer Bergen bestehen.

Im Nordburgenland besitzt bzw. besaß die Art einige wenige Vorkommen an Böschungsoberkanten der Parndorfer Platte (bei Nickelsdorf, südlich des Mönchhofer Gemeindewaldes, im Teichtal nordöstlich des Kalvarienberges von Neusiedl a. See sowie am Kalvarienberg) (WENDELBERGER, 1959; JANCHEN, 1966–1975). Zumindest bei Nickelsdorf und Neusiedl a. See kommt die Art heute noch vor.



83.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: gefährdet

ECE: europaweit gefährdet

Österreich: stark gefährdet (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Gefährdungsursachen: Die österreichischen Fundorte von *Artemisia pancicii* liegen fast zur Gänze in Naturschutz- und NATURA 2000-Gebieten. Die Gefährdungsszenarien sind aber sehr unterschiedlich. Während die Bisamberg-Population zum Beispiel zumindest mittelfristig nicht unmittelbar gefährdet erscheint, ist das Vorkommen auf dem Kalvarienberg bei Neusiedl am See (Parndorfer Platte, Nordburgenland) durch hochwüchsige, schattende Saumpflanzen am Rand von Gebüschern höchst gefährdet. Hier, wie auch an den zwei Fundpunkten im NSG „Heidl“ bei Nickelsdorf, wäre die händische Entfernung der Konkurrenten eine dringliche, höchst notwendige Pflegemaßnahme. Die Vorkommen in den Hainburger Bergen könnten ebenfalls teilweise durch Verbuschung dezimiert bzw. ausgelöscht worden sein; im östlichsten Teil des Spitzerbergs könnte die Population möglicherweise einem Steinbruch zum Opfer gefallen sein.

WENDELBERGER (1959) hält zwar *Artemisia pancicii* für ein charakteristisches Saumelement der Flaumeichen-Buschwälder. Andererseits hebt er aber hervor, dass die Art ausgesprochen degradationsresistent sei. Sowohl am Bisamberg, auf der Parndorfer Platte und zum Teil am Spitzer Berg wie auch in Südmähren besiedelt sie offene [vermutlich durch Beweidung, Anm. der Verf.] degradierte Stellen. Für den Bisamberg erwähnt WENDELBERGER explizit, dass sich die Art „ohne direkten Buschwerkskontakt durchaus rege entwickelt.“ Es erhebt sich aus heuti-

ger Sicht die Frage, ob die Standorte in Saumgesellschaften für *Artemisia pancicii* wirklich optimale Bedingungen bieten. Am Kalvarienberg bei Neusiedl a. See scheint einige Jahrzehnte nach Aufgabe der Beweidung, als ob die Art durch die zunehmende Verbuschung in den Randbereichen der Säume durch höherwüchsige Pflanzen in der geschlossenen Vegetation verdrängt werden könnte (Schratt-Ehrendorfer, Beobachtungen während der letzten Jahre).

83.1.8 Verantwortung Österreichs

Artemisia pancicii hat in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet nur sehr zerstreute Vorkommen, ungefähr die Hälfte ihrer Populationen liegt in Österreich. Da die Populationen im gesamten Verbreitungsgebiet klein, wenn nicht sogar sehr klein sind, fällt Österreich eine herausragende Verantwortung für die Erhaltung der Art zu.

83.1.9 Kartierung

Artemisia pancicii wurde zwar erst spät als eigenständige Art erkannt, wegen ihrer floristischen Prominenz aber an möglichen Habitaten intensiv gesucht. Mit der Entdeckung weiterer Fundorte ist also nicht zu rechnen.

83.1.10 Wissenslücken

Die Bestandessituation von *Artemisia pancicii* sollte als Grundlage für Management- und Monitoring-Maßnahmen an allen Lokalitäten erhoben werden. Basierend auf den Fundortsangaben WENDELBERGERS (1959) und anderer Quellen sollte überprüft werden, wieviele Teilpopulationen heute (noch?) in den Hainburger Bergen und an dem nahegelegenen Steinberg bei Edelstal und am Spitzer Berg existieren.

Um die Erhaltung von *Artemisia pancicii* zu gewährleisten, wäre es wünschenswert, Untersuchungen über die Reproduktionsverhältnisse inklusive klonalem Wachstum, den Bauplan, die Bewurzelungsverhältnisse und die Populationsstruktur der Art durchzuführen.

83.1.11 Literatur und Quellen

- EHRENDORFER, F. (1964): Notizen zur Cytotaxonomie und Evolution der Gattung *Artemisia*. – Österr. Bot. Zeitschr. 111: 84–142.
- FISCHER, M.A. & FALLY, J. (2000): Pflanzenführer Burgenland. – Verlag Josef Fally, Deutschkreuz.
- JANCHEN, E. (1966–1975): Flora von Wien, Niederösterreich und Nordburgenland. – Verein für Landeskunde von Niederösterreich und Wien, Wien.
- MEUSEL, H; JÄGER, E. J. (Hrsg.) (1992): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. III. (Text) – Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.
- NIKLFIELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In: NIKLFELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 33–152. – austria medien service, Graz.
- TUTIN, T. G.; HEYWOOD, V. H.; BURGESS, N. A.; MOORE, D. M.; VALENTINE, D. H.; WALTERS, S. M. & WEBB, D. A. (1976): Flora Europaea. Bd. 4: *Plantaginaceae* to *Compositae* (and *Rubiaceae*). – Cambridge University Press, Cambridge.
- WENDELBERGER, G. (1959): Die mitteleuropäischen Reliktorkommen der *Artemisia*-Arten aus der Sektion Heterophyllae. – Verh. Zool.-Bot. Ges. 98/99: 57–95.
- WENDELBERGER, G. (1960): Die Sektion Heterophyllae der Gattung *Artemisia*. – Bibliotheca Botanica, H. 125, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

M. & M. Strudl (Hainburger Berge), L. Schrott-Ehrendorfer (Kalvarienberg bei Neusiedl a. See), G. & M. A. Fischer (Haidel bei Nickelsdorf)

83.2 Indikatoren und Schwellenwerte

83.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene

WENDELBERGER (1959) gibt *Artemisia pancicii* zwar als Charakterart der Saumgesellschaften von Flaumeichen-Buschwäldern an; zusägendere Bedingungen scheint die Art aber an offenen Trockenrasen-Standorten vorzufinden.

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitat	Halboffene, pannonische Trockenrasen oder Flaumeichen-Buschwald-Säume über Löß mit Vegetationsbedeckung unter 80 %	Fast geschlossene, verbrachene, versauende oder verbuschende pannonische Trockenrasen oder Flaumeichen-Buschwald-Säume über Löß oder anderen Substraten; Vegetationsbedeckung zwischen 80 % und 95 %	Geschlossene, verbrachene, versauende oder verbuschende Trockenrasen und Flaumeichen-Buschwald-Säume über Löß oder anderen Substraten; die Vegetationsbedeckung ist höher als 95 %
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (mehr als 50 Klone)	Mittelgroße Population (zwischen 5 und 50 Klone)	Kleine Population (weniger als 5 Klone)

83.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

83.3 Bewertungsanleitung

83.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand		A	A	B
	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

Die Bewertung der lokalen Populationen sollte an besonders gefährdeten Lokalitäten von *Artemisia pancicii* jährlich (burgenländische und vermutlich teilweise die Hainburger Vorkommen) und an weniger gefährdeten Lokalitäten alle zwei Jahre (Bisamberg) wiederholt werden.

83.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

84 1918 * STIPA STYRIACA (MARTINOVSKÝ)

84.1 Schutzobjektsteckbrief

84.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Steirisches Federgras

84.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Monocotyledoneae, Poales, Poaceae

Anmerkungen zu Unterarten, Rassen, Varietäten: *Stipa styriaca* wurde erst 1970 von MARTINOVSKÝ (1970) im Artrang von *Stipa joannis* abgetrennt und variiert hinsichtlich der Behaarung ihrer Laubblattspreitenoberseite. Individuen aus der Umgebung von Pöls bei Judenburg, bei denen die adaxiale Seite der Laubblattspreiten nicht nur kurze Papillen aufweist, sondern auch dicht und lang behaart ist, wurden von MARTINOVSKÝ (1970) als var. *melzeri* beschrieben.

Die Artberechtigung von *Stipa styriaca* ist noch ungesichert. Möglicherweise handelt es sich bei ihr nur um eine Varietät von *Stipa joannis* Celak. (ADLER et al., 1994) mit etwas kleineren Karyopsen und etwas abweichenden Behaarungsverhältnissen.

Merkmale (nach CONERT, 1992): *Stipa styriaca* ist ein 80–100 cm hohes, dichtes Horstgras mit glatten Halmen, die nur an den Knoten kurz und fein behaart sind. Die Laubblattscheiden der Erneuerungssprosse und der unteren Halmlätter sind in ihrem oberen Teil dicht bis filzig mit 0,2–0,4(0,8) mm langen Haaren besetzt. Die Laubblattspreiten sind 60–100(120) cm lang, trocken eingerollt und dann 0,6–0,9 mm im Durchmesser. Sie sind auf der Unterseite von kurzen Stachelhaaren rau und auf der Oberseite zwischen den Rippen sehr kurz behaart, zuweilen außerdem auch mit längeren Haaren besetzt. Die Laubblätter laufen in eine feine Spitze aus, die im jungen Zustand mit wenigen kurzen Haaren pinselförmig behaart ist. Die einblütigen Ährchen sind 40–60 mm lang. Die 5–7-nervigen Hüllspelzen sind untereinander fast gleich. Die 5-nervige Deckspelze trägt 7 Längsreihen kurzer Haare. Die Blüten sind einschließlich des etwa 3,5 mm langen, krallenförmig gebogenen und dicht behaarten Kallus (17)18–21 mm lang. Die zweifach gekniete Granne ist (32)36–42 cm lang und im oberen Teil behaart. Die Frucht ist etwa 12 mm lang.

Chromosomenzahl: bisher nicht ermittelt

Verwechslungsmöglichkeiten: Mit der niedrigerwüchsigen *Stipa joannis*, deren obere Laubblattscheiden kahl oder selten weichhaarig sind und die längere Blüten hat.

84.1.3 Biologie

(Wuchs- und Lebensform, Blütezeit, Bestäubung, generative und vegetative Vermehrung, Fruchtausbreitung)

Stipa styriaca ist ein sommergrüner, horstförmiger Hemikryptophyt mit zahlreichen Erneuerungssprossen. Die Art blüht im Juni. Da in der Gattung *Stipa* Kleistogamie sehr weit verbreitet ist, kann auch bei *Stipa styriaca* Selbstbefruchtung angenommen werden. Die Früchte (Karyopsen) sind dicht von den verhärteten Deckspelzen umschlossen und tragen eine lange, im unteren Teil glatte und im oberen Teil behaarte Granne. Die Früchte werden als Federschweifflieger anemochor durch Wind ausgebreitet, oder auch epizoochor im Fell von Tieren. Mit dem Kallus, das ist die Spitze der Karyopse, können sich die Bohrfrüchte durch Torsion des unbehaarten Grannenabschnittes schraubenzieherartig in das Substrat und sogar durch die Haut von Tieren bohren, wo sie dann mit den rückwärtsgerichteten Kallushaaren verankert sind.

84.1.4 Autökologie

(Habitat und pflanzensoziologischer Anschluss; Vorkommen in FFH-Lebensraumtypen)

Stipa styriaca wächst in der Submontan- und Montanstufe. Wie alle Federgräser ist sie eine lichtliebende Art offener, xerothermer Felsfluren und Trockenrasen sowie von Magerrasen und Trockenwiesen der Kulturlandschaft. Die flachgründigen Habitate liegen bzw. lagen über leicht kalkhaltigen (z. B. Schwarzglimmerschiefern mit Marmoreinlagen) oder zumindest basenhaltigen silikatischen Substraten, mit neutral reagierenden, nährstoffarmen Böden. Die Pflanzengesellschaften mit *Stipa styriaca* sind dem Stipo-Poion xerophilae und damit den Brometalia erecti zuzuordnen (ZIMMERMANN et al., 1989). Als Begleitarten treten unter anderem *Alyssum montanum*, *Astragalus cicer*, *Artemisia campestris*, *Carex humilis*, *Onobrychis arenaria*, *Potentilla arenaria* und *Veronica spicata* auf (MELZER, 1963).

FFH-Lebensraumtyp: 6211 Subkontinentale Steppenrasen der inneralpinen Täler

Ökologische Zeigerwerte (ZIMMERMANN & al., 1989): L9 F2 R7 N3

84.1.5 Populationsökologie

Stipa styriaca bildet als Horstgras einzeln wachsende Individuen, die ehemals in inneralpinen Trockenrasen Südestösterreichs ausgedehntere Bestände bildeten.

84.1.6 Verbreitung und Bestand

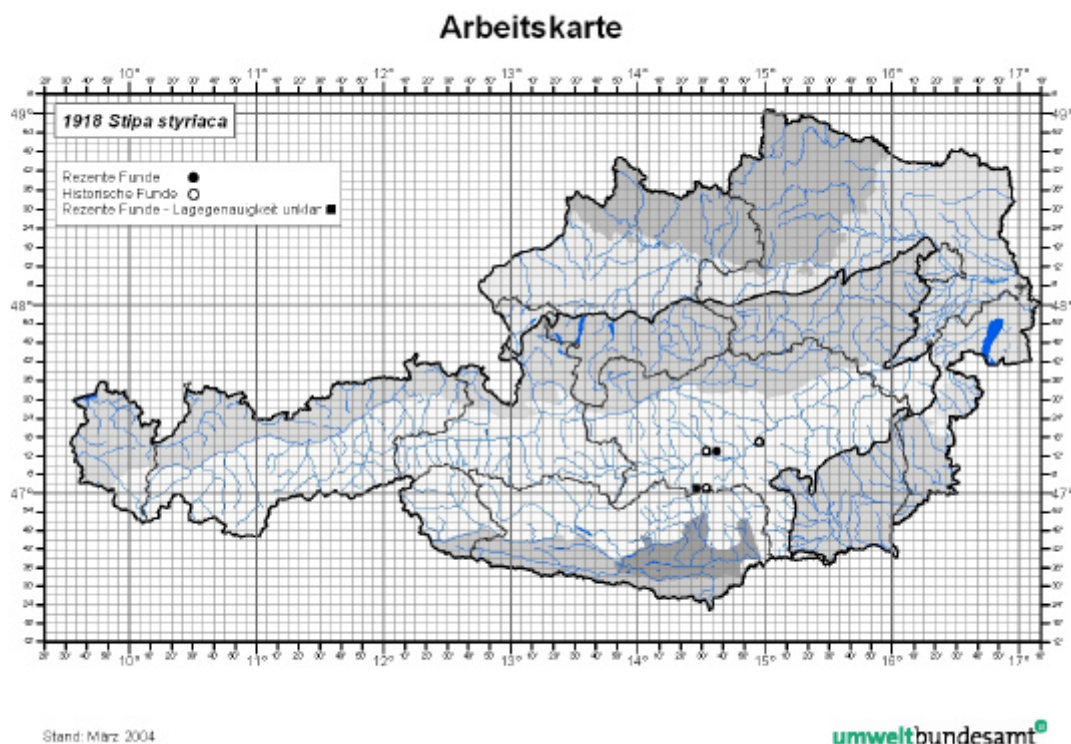
Arealdiagnose (CONERT, 1992): sm/mo · k₃ **EUR E**

Florenelement (CONERT, 1992): carn/mo

Vorkommen in den Biogeographischen Regionen: Nur Alpine Region

Vorkommen in den Bundesländern: K, St

Stipa styriaca ist bei Anerkennung ihres Artranges ein engräumig verbreiteter Endemit der östlichen Zentralalpen am Südwestrand der Seckauer Tauern. Die Hauptvorkommen liegen bzw. lagen in der Umgebung von Pöls bei Judenburg im oberen Murtal (Steiermark) und bei Mühlen nordwestlich von Althaus im oberen Görtschitztal (Kärnten) (MELZER, 1963; 1972; REIF, 1991). Zur Zeit existieren im oberen Murtal nur mehr zwei Fundorte von *Stipa styriaca* im Gebiet zwischen Pölshof und Götzendorf bei Pöls. Ein Vorkommen im Serpentinegebiet der Gulsen bei Kraubath, am Fuße des Mittagkogels (Murtal, Steiermark), ging auf Ansalbung im Jahr 1965 zurück (MELZER, 1981). Die Art konnte sich an dieser Stelle aber nicht behaupten und kommt heute dort nicht mehr vor (G. Karrer, mündliche Mitteilung).



84.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: IUCN Red List: —

ECE: —

Österreich: vom Aussterben bedroht (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999)

Wegen des extremen Rückgangs der Art und der starken Bedrohung der verbliebenen Population wurde *Stipa styriaca* als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft.

Schutzstatus: Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien der Europäischen Kommission: Anhang II und IV

Schutzstatus in Österreich: vorhanden

Naturschutzverordnungen in den Bundesländern (Stand 1998)

K: vollkommen geschützt, St: geschützt.

Gefährdungsursachen: ZIMMERMANN et al. (1989) stuften die Art für die Steiermark noch als „stark gefährdet“ ein und nannten Intensivnutzung, Eutrophierung, Aufforstung, Sukzessionsvorgänge, Bautätigkeit, Plünderung und Seltenheit als Gründe für die starke Bedrohung der Art. Als Managementmaßnahmen wurden konservierender Biotopschutz und z. T. pflegender Biotopschutz durch extensive Grünlandnutzung sowie die Vermeidung von Nährstoffeintrag empfohlen. Auf einer felsdurchsetzten Hügelkuppe nördlich von Pöls wurden in jüngster Zeit nach Aufforstung mit Fichten die Jungbäume aus einem Halbtrockenrasen schließlich wieder entfernt, um für *Stipa styriaca* geeignete Bedingungen zu erhalten.

KNIELY et al. (1995) führen *Stipa styriaca* für Kärnten als „stark gefährdet“, mittlerweile scheint sie aber an ihrem einzigen Kärntner Fundort ausgestorben zu sein.

84.1.8 Verantwortung Österreichs

Stipa styriaca ist ein engverbreiteter österreichischer Endemit, somit liegt die Verantwortung zur Erhaltung der Art allein bei Österreich.

84.1.9 Kartierung

Stipa-Arten sind zur Fruchtzeit sehr auffällig, können aber im übrigen Jahr leicht übersehen werden. Da das potentielle Verbreitungsgebiet der Art in der Steiermark von lokalen Floristen außergewöhnlich gut durchforscht wurde, ist kaum mit Neufunden von *Stipa styriaca* zu rechnen. Uneinigkeit besteht darüber, ob das Vorkommen im Oberen Görtschitztal noch existiert oder mittlerweile erloschen ist.

84.1.10 Wissenslücken

In Anbetracht der extremen Bedrohung von *Stipa styriaca* wären alle demographischen und pflanzensoziologischen Untersuchungen dringlich, die die Ausarbeitung geeigneter Managementpläne unterstützen könnten.

ADLER et al. (1994) äußern Zweifel am Artrang der erst 1970 beschriebenen *Stipa styriaca* (MARTINOVSKÝ, 1970). Es bleibt also zu prüfen, ob der Artrang nach eingehenderen Untersuchungen mit weiteren Methoden aufrecht erhalten werden kann.

84.1.11 Literatur und Quellen

- ADLER, W.; OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. Bestimmungsbuch für alle in Österreich wildwachsenden sowie die wichtigsten kultivierten Gefäßpflanzen (Farnpflanzen und Samenpflanzen) mit Angaben über ihre Ökologie und Verbreitung. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart und Wien.
- CONERT, H. J. (1992): *Stipa*. – In: CONERT, H. J. (Ed.): Gustav Hegi, Illustrierte Flora von Mitteleuropa (3. Aufl.) I/3: 396–426. – P. Parey: Berlin.
- HARTL, H.; KNIELY, G.; LEUTE, G. H.; NIKLFELD, H. & PERKO, M. (1992): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Kärntens. – Naturwiss. Ver. Kärnten, Klagenfurt.
- KNIELY, G.; NIKLFELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1995): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen Kärntens. – Naturwiss. Ver. Kärnten. Carinthia II 185/105: 353–392.
- MARTINOVSKÝ, J. O. (1970): Über drei neue *Stipa*-Sippen aus dem Verwandtschaftskreis *Stipa joannis* s. I. XXII. Beitrag zur Kenntnis der *Stipa*-Sippen. – Österr. Bot. Zeitschr. 118: 171–181.
- MELZER, H. (1963): Neues zur Flora von Steiermark (V). – Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 93: 274–290.
- MELZER, H. (1972): Das Steirische Federgras, eine gefährdete Art der Kärntner Flora. – Steir. Naturschutzbr. 69: 8–10.
- MELZER, H. (1981): Neues zur Flora von Steiermark, XXIII. – Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 111: 115–126.
- NIKLFELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*) Österreichs. 2. Fassung – In: NIKLFELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, 10: 33–152. – austria medien service, Graz.
- REIF, R. (1991): Zur Gefäßpflanzenflora des oberen Görtschitztales in Kärnten. – Carinthia II, Sonderheft 50.
- ZIMMERMANN et al. (1989): Atlas gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen der Steiermark. – Mitt. Abt. Bot. Landesmus. Joanneum Graz, 18/19: 1-302.

Wichtige österreichische Datenquellen

Materialien zur Kartierung der Flora Österreichs (unveröffentlicht; Archiv und Datenbank am Institut für Botanik der Universität Wien) sowie die Landes-, Museums- und Universitäts-Herbarien und einschlägige Literatur. (Die wichtigste Literatur ist im obenstehenden Verzeichnis enthalten. Unveröffentlichte Diplomarbeiten, unveröffentlichte naturschutzfachliche Gutachten und Ergebnisse von Biotopkartierungen konnten aber nur ausnahmsweise berücksichtigt werden.)

Experten mit naturschutzrelevanten Kenntnissen über die Art

H. Melzer

84.2 Indikatoren und Schwellenwerte**84.2.1 Indikatoren für die Population auf lokaler Ebene**

Habitatindikatoren	A	B	C
Habitat	Voll besonnte, halbföhre Felsfluren und Trockenrasen mit lockerem Vegetationsschluss über leicht kalkhaltigem Substrat; jährliche Mahd und daher keine Ausbildung eines Grasfilzes und keine Verbuschung	Halbschattige, beinahe geschlossene Trockenrasen und Magerwiesen mit weitgehendem Vegetationsschluss über kaum kalkhaltigem Substrat; nur mehr unregelmäßige Mahd und daher Ausbildung eines Grasfilzes und einsetzende Verbuschung	Beschattete Magerwiesen mit dichtem Vegetationsschluss über kaum kalkhaltigem Substrat; seit längerem nicht gemäht und daher Ausbildung eines dichten Grasfilzes und fortgeschrittene Verbuschung
Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsgröße	Große Population (> 100 Individuen)	Mittelgroße Population (20–100 Individuen)	Kleine Population (< 20 Individuen)

84.2.2 Indikatoren für das Gebiet

A: 50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

B: 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** weniger als 10 % mit „C“ bewertet.

C: Weniger als 25–50 % der Einzelpopulationen wurden mit „A“ **und** mehr als 50 % mit „C“ bewertet.

84.3 Bewertungsanleitung**84.3.1 Bewertungsanleitung für die Population auf lokaler Ebene**

Der Wert der Habitatindikatoren ist mit dem Wert der Populationsindikatoren (hier „Bestand“) gemäß der folgenden Verknüpfungs-Matrix zu verschneiden.

		Habitat		
		A	B	C
Bestand		A	B	C
	A	A	A	B
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Diese Matrix bewertet den Bestand stärker als die Habitatqualität, die Zukunftsaussichten werden allerdings über die habitatorientierten Kriterien mit berücksichtigt.

Die Bewertung der lokalen Populationen von *Stipa styriaca* sollte bis zur Erholung der Vorkommen jährlich, und später alle zwei Jahre wiederholt werden.

84.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Die Einzelpopulationen der Art werden getrennt nach Erhaltungszustand aufsummiert und mit 100% angesetzt. Auf dieser Grundlage werden die prozentualen Anteile einer jeden Bewertungseinheit pro Gebiet errechnet.

MOOSE

Bearbeiter: Dr. Harald Zechmeister (Zechmeister & Zechmeister-Boltenstern OEG)

85 1379 MANNIA TRIANDRA [(Scop.) Grolle]

85.1 Schutzobjektsteckbrief

85.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Dreimänniges Zwerglungenmoos

Synonyme: *Mannia rupestris* (NEES) FRYE & CLARK, *Grimaldia rupestris* (NEES) LINDENB., *Neesiella rupestris* (NEES) SCHIFFN., *Duvalia rupestris* NEES

85.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Marchantiopsida, Marchantiales, Aytoniaceae

Merkmale: vor allem nach MÜLLER (1954) und WEDDELING et al. (2003).

Gametophyt: Es handelt sich um ein kleines thallöses Lebermoos mit vielfach geteiltem, kurzem, herz- und fächerförmig verzweigtem Thallus. Junge Pflanzen sind auf der Oberseite rein grün und auf der Unterseite bläulich gefärbt, alte Einzelstämmchen werden stumpf gräulich. Das Moos ist deutlich gefeldert, besitzt einen flachen Rand und kleine, hellgrüne oder blassrote, vereinzelt stehende, dreieckige Bauchschuppen. Das Assimilationsgewebe nimmt fast die Hälfte der Thallusdicke ein. Die dorsalen Epidermiszellen sind 16-23 x 20-25 µm groß, die zerstreut vorhandenen Ölzellen sind blassbraun. Die Atemöffnungen sind von 1-2 Ringen, die aus 8-9 Zellen gebildet werden, umgeben. Die Antheridienstände befinden sich am Ende der Thalluslappen als kuchenförmige Scheiben. Die Archegonienstände stehen auf 1-2 cm langen Trägern und besitzen halbkugelige, oben warzig rauhe Köpfchen. Die Pflanze ist monözisch. Die Angaben bzgl. der Chromosomenzahl schwanken und werden mit n=9 (MÜLLER, 1954; FRITSCH, 1991; SCHUSTER, 1992), bzw. mit n=8 von (SILLER, 1979) angegeben.

Sporophyt: Die Sporophyten liegen an der Unterseite langer köpfchenförmiger Träger. Die Sporen sind braun, granuliert und deutlich gefeldert und sehr groß (60-70 µm). Die Elateren sind gelbbraun, 8(-10) µm breit und 200-240 µm lang.

85.1.3 Biologie

In der Literatur wird *Mannia triandra* als kurzlebige Art angegeben. Der Thallus stirbt nach der Sporenreife im April bis Mai ab und wird nur wenige Monate alt (GAMS, 1938; GROLLE, 1975; HUBER, 1998); nur an feuchten, beschatteten Stellen kann er sich bis in den Sommer hinein halten.

Im Alpengebiet ist *Mannia triandra* mit *Distichium capillaceum* und *Selaginella helvetica* vergesellschaftet (GAMS, 1938). Oft sind die Begleitarten gleichfalls kurzlebig, dies entspricht der klimatischen Dynamik jener Standorte.

85.1.4 Autökologie

Mannia triandra kommt in Österreich über trocken bis feuchten Karbonatgesteinen, kalkhaltigen Schiefen, Kalkkonglomeraten und basenreichen Silikatgesteinen vor. Sie wächst in exponierten subalpinen bzw. alpinen Rasen, in tieferen Lagen vor allem in mesothermen Fels- und Mauerspalt, bzw. erodierten Steilhängen und frischen Verwitterungsböden in luftfeuchten Schluchten in kühler Lage (GAMS, 1938; SAUKEL & KÖCKINGER, 1999; KÖCKINGER & SUANJAK, 2001).

Nach DIERßEN (2001) kommt *Mannia triandra* in folgenden Gefäßpflanzengesellschaften von FFH-Habitaten vor: Alysso-Sedetalia (FFH Typus 6110), Quercetalia pubescentis (Code

91H0), (Sub)Pannonischen Steppentrockenrasen (Code 6240, 6250, 6260), *Potentilletalia caulescentis* und *Seslerietalia* (letztere fallen unter FFH Code 8210, 8220, 8230).

85.1.5 Populationsökologie

Mannia triandra gehört aufgrund ihrer Kurzlebigkeit, sehr großen Sporen und geringen asexuellen Vermehrung zu den 'annual shuttle species' (DURING, 1979; 1992; DIERßEN, 2001). Die Kärntner Bestände sind arm an einzelnen Thalli (KÖCKINGER & SUANJAK, 2001).

85.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Mannia triandra* hat ein disjunkt circumpolares, subkontinental-subarktisch-subalpines Areal (DÜLL, 1983; DÜLL & MEINUNGER, 1989). Die Art kommt in Asien, im borealen, temperaten bis südlichen Europa, Mittel- und Nordostasien bis zur Beringsee, Kanada, Grönland, Alaska und den USA vor. Nur in Nordamerika ist *Mannia triandra* weit verbreitet, ansonst nirgends häufig (SÖDERSTRÖM et al., 2002; WEDDELING et al., 2003).

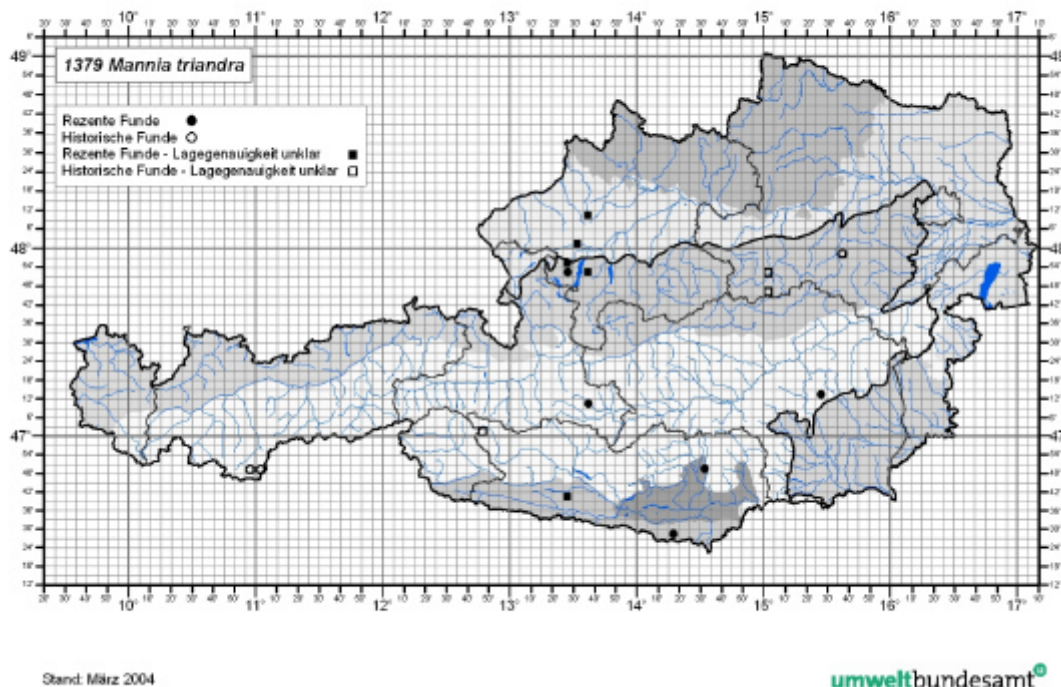
Europa: In Europa kommt *Mannia triandra* zerstreut nur im Alpenzuge und den vorgelagerten Höhenzügen vor (MÜLLER, 1954). In den Alpen galt die Art zumindest in den 50er Jahren noch als verbreitet (GAMS, 1938; MÜLLER, 1954; HUBER, 1998). GAMS (1938) gibt für die Alpen insgesamt 37 Lokalitäten an. Die Art kommt in der EU 15 in Deutschland, Frankreich, Italien und Österreich vor, außerhalb der EU in Polen, Schweiz, Tschechien, Slowakei, Ungarn, Slowenien, Kroatien, Bosnien-Herzegowina, Mazedonien, Rumänien, Bulgarien, Albanien und der Ukraine (SÖDERSTRÖM et al., 2002).

Mannia triandra hat eine colline bis alpine Höhenverbreitung (DÜLL & MEINUNGER, 1989). In der Steiermark kommt die Art bis zu 2.600 m vor.

Österreich: Nach MÜLLER (1954) und SAUKEL & KÖCKINGER (1999) kommt die Art in Österreich mit Ausnahme des Burgenlandes, Vorarlbergs und Wiens in allen Bundesländern vor. Die meisten Fundstellen jüngeren Datums sind aus der Steiermark gemeldet (ERNET & KÖCKINGER, 1998). Die aktuellen Verbreitungsangaben sind auch durch die Kartierungsdichte bestimmt.

Ältere Angaben von *Mannia triandra* gehören teilweise zu *Mannia pilosa* gestellt.

Mannia triandra wird für Österreich in den Referenzlisten der alpinen und der kontinentalen Region geführt, wobei ein Vorkommen in der kontinentalen Region bislang nicht nachgewiesen ist.



85.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: Europa: rare

Österreich: potenziell gefährdet; außerhalb des Alpenraumes gefährdet (SAUKEL & KÖCKINGER, 1999)

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Eine österreichweite Entwicklungstendenz der Art ist aufgrund mangelnder Erhebungsdaten nicht möglich. Da aber die potenziellen Standortstypen entweder nicht gefährdet sind oder als Lebensraumtypen im Anhang I der FFH Richtlinie aufscheinen ist eine Verschlechterung der Bestandessituation nicht unmittelbar gegeben.

Gefährdungsursachen: Die bisherigen Standorte in Kärnten erscheinen aktuell nicht bedroht (KÖCKINGER & SUANJAK, 2001).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Biotopschutz ist in diesem Fall auch Artenschutz.

85.1.8 Verantwortung

Da im Alpengebiet und somit auch in Österreich ein Verbreitungsschwerpunkt liegt, hat Österreich eine wichtige Verantwortung für das Bestehen dieser Art in Europa.

85.1.9 Kartierung

Eine gezielte Kartierung potenzieller Standorte wäre notwendig, wenngleich die Kurzlebigkeit und die Dynamik im Lebensrhythmus von "Annual Shuttle Species" eine Erfassung zusätzlich erschweren.

Regelmäßiges Monitoring bekannter Bestände und eine weitere Erfassung potentieller Lebensräume wären als vordringliche Maßnahmen zu betrachten.

Die aufgelisteten Indikatoren sind wie folgt zu erheben:

Die Anzahl der einzelnen Thalli wird bei geringmächtigen Beständen gezählt, bei größeren Populationen in Zehnerschritten geschätzt, ähnlich wird mit der Erhebung der Populationsgrößen (Anzahl der Einzelpopulationen) verfahren.

Mannia triandra wächst meist in Gruppen. Für Thalli mit geringer Entfernung (< 10 cm) können die Voraussetzungen von Populationen angenommen werden (z.B. regulärer Genaustausch etc.; siehe SILVERTON, 1982; URBANSKA 1992). Bei größeren Entfernungen muss bereits von Metapopulationen ausgegangen werden.

Der Kartierungsaufwand bezieht sich auf die Methode des "random-walk" in einem für das Vorkommen der Art potentiell geeignetem Habitat.

85.1.10 Wissenslücken

Wissenslücken in der Verbreitungs- und Bestandesdokumentation bestehen vor allem aufgrund mangelnder bryologischer Erhebungen im allgemeinen. Flächendeckende Erhebungen sind aufwendig und wurden in den letzten 50 Jahren ausschließlich auf freiwilliger Basis durchgeführt. Abgesehen von regionalen, unterschiedlich gut dokumentierten Untersuchungen fehlt eine umfassende Erhebung auf Bundesebene. Jede Einstufung bleibt daher spekulativ. Dementsprechend wenig Information gibt es auch zur (Populations)biologie der Art.

85.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- DIERßEN, K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. - Bryophytorum Bibliotheca 56, Cramer, Stuttgart, p. 1-289
- DÜLL, R. & MEINUNGER, L. (1989): Deutschlands Moose. Die Verbreitung der deutschen Moose in der BR Deutschland und in der DDR, ihre Höhenverbreitung, ihre Arealtypen, sowie Angaben zum Rückgang der Arten. 1. Teil. Anthocerotae, Marchantiatae. Bryatae: Sphagnidae, Andreaeidae, Bryidae: Tetraphidales - Pottiales. - Bad Münstereifel-Ohlerath (IDH- Verl.) 368 S.
- DÜLL, R. (1983): Distribution of the European and Macaronesian Liverworts (Hepaticophytina). - Duisburg (Duell) - Bryologische Beiträge 2, 115 p.
- DURING, H.J. (1979): Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. - Lindbergia 5(1): 2-18.
- DURING, H.J. (1992): Ecological classifications of bryophytes and lichens. - In: BATES, J.W. & FARMER, A.M.: Bryophytes and Lichens in a Changing Environment. - Oxford (Clarendon Pr.) p. 1-31.
- FRITSCH, R. (1991): Index to bryophyte chromosome counts. - Berlin [u.a.] (Cramer) - Bryophytorum bibliotheca 40, 352 p.
- GAMS, H. (1938): Zur Verbreitung und Verwandtschaft einiger europäischer Marchantiales. Beiträge zur Kenntnis der Steppenmoose III und IV. - Annales bryologici 11: 58-67.
- GROLLE, R. (1975): Miscellanea hepaticologica 141-150. - Journal of Bryology 8(4): 483-492.
- HUBER, A. (1998): Die Moose im Großraum Regensburg und ihre Einsatzmöglichkeiten als Bioindikatoren für Radiocäsium. - Hoppea 59: 1-699.
- MÜLLER, K. (1954): Die Lebermoose Europas. Eine Gesamtdarstellung der europäischen Arten. 3. Aufl. - In: Rabenhorst, G.L. [Begr.]: Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Bd. VI. - Leipzig (Geest & Portig) 1365 S.
- SCHUSTER, R.M. (1992): The Hepaticae and Anthocerotae of North America east of the hundredth meridian - Volume VI. - Chicago, Ill. (Field Museum of Natural History) XVII + 937 p.

- SILLER, I. (1979): *Mannia triandra* (Scop.) Grolle in Hungary. - *Acta botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 25(1/2): 139.
- SILVERTON, J. 1982. *Introduction to Plant Population Ecology*. Longman. Harlow.
- SÖDERSTRÖM, L., URMI, E. & VANA J. (2002): Distribution of Hepaticae and Anthocerotae in Europe and Macaronesia. - *Lindbergia* 27: 3-47.
- URBANSKA, K.M. 1992. *Populationsbiologie der Pflanzen*. Gustav Fischer. Jena.
- WEDDELING, K., LUDWIG, G. & HACHTEL, M. (2003): Die Moose (Bryophyta, Marchantiophyta, Anthocerophyta) in der FFH-Richtlinie. In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., SSYMANK, A., BOYE, P., BLESS, R., HAUKE, U., LUDWIG, G. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): *Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland*. – Münster (Landwirtschaftsverlag) – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69, ca. 1100 S. in Vorbereitung.

Mit Österreich Bezug:

- BREIDLER, J. 1892. Die Laubmoose Steiermarks und ihre Verbreitung. – *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 28: 3–234.
- ERNET, D. & KÖCKINGER, H. (1998): Die floristische Erforschung der Steiermark und der Schutz wildlebender Pflanzen in der Europäischen Union. *Jahresber. 1997 - Landesmuseum Joanneum, N.F.* 27: 149-162.
- FÖRSTER, J. B. 1881. Beiträge zur Moosflora von Niederösterreich und Westungarn. – *Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien* 30: 233–250.
- GLOWACKI, J. 1910. Beitrag zur Kenntnis der Moosflora von Kärnten. – *Carinthia* II 100: 147–163.
- KERN, F. 1907. Die Moosflora der Hohen Tauern. – *Jahresber. Schles. Ges. vaterländ. Cultur* 85: 1–12.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2003): Neufunde von nach Anhang II der FFH-Richtlinie der Europäischen Union geschützten Moosarten in Kärnten in den Jahren 2001 und 2002. - Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 4 S.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2001): Verbreitung und Ökologie der nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU geschützten Moosarten in Kärnten. - Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 20 S.
- MAURER, W., POELT, J. & RIEDL, J. 1983. Die Flora des Schöckl-Gebietes bei Graz (Steiermark, Österreich). – *Mitt. Abt. Bot. Landesmus. Joanneum Graz* 11/12: 1–104. (Moose p. 45–53)
- MÜLLER, K. (1954): Die Lebermoose Europas. Eine Gesamtdarstellung der europäischen Arten. 3. Aufl. - In: Rabenhorst, G.L. [Begr.]: *Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz*. Bd. VI. - Leipzig (Geest & Portig) 1365 S.
- PITSCHMANN, H. & H. REISIGL 1954. Zur nivalen Moosflora der Ötztaler Alpen. – *Revue Bryol. Lichenol.* 23: 123–131.
- RICEK, E.W. (1977): Die Moosflora des Attergaues, Hausruck- und Kobernauserwaldes. - *Schriftenreihe des O.Ö. Musealvereines* 6. 1-243.
- SAUKEL, J. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Lebermoose (Hepaticae) und Hornmoose (Anthocerotae) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. - In: NIKLFELD, H.: *Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs*. - Wien (Austria Medien Service) - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 172-186.
- SAUTER, A. E. 1870. Flora des Herzogthumes Salzburg. III. Theil. Die Laubmoose. – *Mitth. Ges. Salzburger Landeskunde* 10: 23–104.

Wichtige österreichische Datenquellen

Öffentliche Herbarien GZU, LI, W,

Private Herbarien: Köckinger, H. (Weißkirchen); Suanjak, M (Nestelbach bei Graz)

Österreichische Moosdatenbank (Salzburg)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich :

Köckinger, H. (Weißkirchen); Schriebl, A. (St. Margarethen, K.), Suanjak, M (Nestelbach bei Graz); Saukel, M. (Wien); Zechmeister, H. (Wien)

85.2 Indikatoren

85.2.1 Indikatoren für die Population

Populationsindikatoren	A	B	C
Anzahl der Populationen in einem potenziellen Habitat (PA)	>5	2-5	1
Populationsgrößen (PG)	> 10 einzelne Thalli	5-10 einzelne Thalli	< 5 einzelne Thalli
Kontinuität des Nachweises von Populationen an Standorten, für die es historische Belege gibt (AW) ⁶⁶	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen über mehr als 100 Jahre hinweg	Mehrfache Bestätigung eines Fundpunktes	Einmalige Bestätigung eines historischen Fundes seit 1970

85.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Flächenanteil der potenziellen Habitate ⁶⁷ in einem Gebiet (HAG)	> 10 % eines Gebietes	1-10 % eines Gebietes	< 1 % eines Gebietes
Anzahl der Standorte mit Populationen in einem Gebiet (PAG) ⁶⁸	mind. 4 Standorte pro Quadrant / 3 Standorte pro Gebiet	mind. 4 Standorte pro Grundfeld / 2 Standorte pro Gebiet	Populationen in < 10 % aller Quadranten im zu untersuchenden Gebiet / 1 Standort pro Gebiet
Einstufung der Gefährdungssituation im Gebiet	keine Gefährdungen ersichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend);	geringfügige Gefährdungen	Populationen gefährdet (oder rückgängig)

85.3 Bewertungsanleitung

Für die Bewertungserstellung wurde der Weg der Gewichtung der Indikatoren gewählt (siehe auch FISCHER et al., 2001). Die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Indikatoren beträgt 1.

Populationsindikatoren sind Primärindikatoren, und stehen demnach in der Bewertung stets über den Habitatindikatoren. Habitatindikatoren sind einerseits als Richtlinie für das potenzielle

⁶⁶ Dieser indirekte Indikator untersucht die Stabilität von bestehenden Populationen. Da die einzelnen Thalli selbst mehr oder weniger kurzlebig sind, kann über diesen Faktor die Funktionalität der Metapopulation ermittelt werden. Werden Bestände regelmäßig über einen langen Zeitraum hinweg aufgefunden, kann von einer hohen Stabilität bzw. Überlebensdauer der Population ausgegangen werden.

⁶⁷ Habitattypen siehe unter Abschnitt Autökologie

⁶⁸ Bei großen Untersuchungsgebieten gelten die Quadranten / Grundfeldangaben, sonst die Gebietswerte

Vorkommen von Populationen zu sehen, bzw. auch als Indikator für das langfristige Überleben bzw. künftige Entwicklung von bestehenden Populationen zu betrachten.

85.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Gewichtungsfaktoren:

Wiederholte Auffindbarkeit (AW); Faktor: 0.3⁶⁹

Anzahl der Populationen (PA); Faktor: 0.5 / 0.7⁷⁰

Anzahl der einzelnen Thalli pro Populationen (IP); Faktor: 0.2/ 0.3²

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

A: =2.4

B: 1, 7 - < 2,4

C: <1.7

85.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Rangordnung der Indikatoren:

- 1.) Anzahl der gefundenen Populationen (PAG) ; Faktor: 0.8 .
- 2.) Anteil der potenziellen Habitats (HAG); Faktor: 0.1
- 3.) Gefährdungssituation im Gebiet (GG); Faktor: 0.1

⁶⁹ Indikator "Wiederholte Auffindbarkeit" und sein Gewichtungsfaktor gilt nur für Populationen mit historischen Angaben. Falls es sich um einen Neufund handelt ist dieser Indikator nicht zu rechnen dafür werden die Indikatoren PA und IP mit 0.7 bzw. 0.3 anstelle von 0.5 und 0.2 gerechnet.

⁷⁰ siehe vorherige Fußnote

86 1380 DISTICHOPHYLLUM CARINATUM (Dix. & Nich.)

86.1 Schutzobjektsteckbrief

86.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Gekieltes Zweiblattmoos

86.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Bryopsida, Hookeriales, Hookeriaceae

Merkmale: nach MÖNKEMAYER (1927), FRAHM & FREY (1992)

Gametophyt: Extrem zartes, hellgrünes bis rotbraunes Moos mit lockerem Wuchs. Die Stämmchen sind brüchig, wurmförmig bis unregelmäßig beastet und bis 2 cm lang. Die Blätter stehen ziemlich dicht, und sind sechsreihig angeordnet. Aus verengter, etwas herablaufender Basis sind sie breit oval, zugespitzt, gekielt. Der Blattrand ist streckenweise zurückgekrümmt, die Rippe dünn und vor der Spitze- endend. Die Blattzellen sind der Familie entsprechend, sehr locker, oval bis sechsseitig, der Rand durch verlängerte Zellen schmal gesäumt. Die Pflanze ist diözisch.

Sporophyt: Sporogone sind nicht bekannt.

86.1.3 Biologie

Sporophyten sind von dieser Art bislang nicht bekannt. Sie vermehrt sich vegetativ durch rippenbürtige Brutfäden.

Die Art kommt / kam in der Zinkenbachklamm u.a. gemeinsam mit *Orthothecium rufescens* vor.

86.1.4 Autökologie

Diese Art braucht hohe Luftfeuchtigkeit und (stark) beschattete Standorte. Sie kommt daher meist in baumbestandenen oder von Bäumen überdeckten Schluchten vor. An den drei deutschen Standorten wächst die Art auf Schrattenkalk, in Österreich auf Dolomit.

86.1.5 Populationsökologie

Angaben zur Populationsbiologie sind sehr spärlich. Populationsstruktur: Das Moos wächst meist in Einzelindividuen zwischen anderen Moosen. In Bezug auf die Lebensstrategie entspricht das Moos am ehesten einem "perennial stayer" (DURING, 1979; 1992).

86.1.6 Verbreitung und Bestand

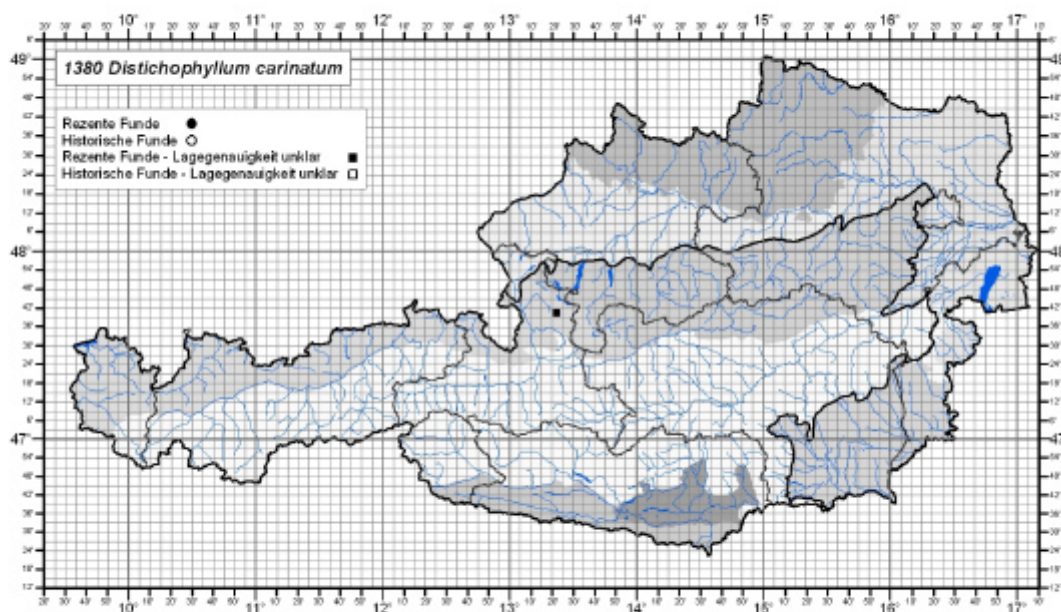
Gesamtverbreitung: Südostasien. Es handelt sich um eine Art mit einem außergewöhnlichen, disjunktem Areal, mit Vorkommen in China, Japan und den europäischen Alpen (STEWART et al., 1993).

Europa: *Distichophyllum carinatum* ist bisher nur von drei Regionen in Europa bekannt geworden, von der Typuslokalität im Zinkenbachtal südlich des Wolfgangsees im Bundesland Salzburg, aus dem Allgäu (drei nahe beieinander liegende Fundorte; FUTSCHIG, 1954) und von Giswil im Kanton Obwalden in der Schweiz (URMI, 1984). Ferner wird die Art aus Japan angegeben; diese Angabe bedarf noch einer Überprüfung.

Österreich: In Österreich entdeckten Dixon & Nicholson das Moos im Zinkenbachtal am 3.8.1908. Baumgartner bestätigte die Art 1915, 1916 und 1922. Das Moos wurde von anderen Bryologen aber an diesem Standort sehr oft auch nicht gefunden. Futschig sammelte das Moos

hier jedoch noch 1972 und 1978. Es handelte sich um männliche Exemplare (GRIMS et al., 1999). Spätere Nachforschungen konnten keine weitere Bestätigung für das Vorkommen der Art bringen (z.B. PILSL, 1998). Erst C. Schröck konnte das Moos im Juni 2003 erfolgreich wiederfinden !

Die Art wird in der Referenzliste für die alpine Region zwar aufgelistet, es liegt aber kein Eintrag für Österreich vor. Dies wäre in einer weiteren Bearbeitung der Referenzlisten richtig zu stellen.



Stand: März 2004

umweltbundesamt®

86.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: EU: nicht geführt

Österreich: Vom Aussterben bedroht (GRIMS & KÖCKINGER, 1999)

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Auch von den meisten anderen europäischen Standorten wird darüber berichtet, dass die Art über längere Zeiträume hinweg nicht gefunden werden konnte.

Gefährdungsursachen: Obwohl der Standort Zinkenbachklamm als solcher nicht gefährdet ist, könnten doch wald- und wasserbauliche Maßnahmen in der Umgebung zu einem Verschwinden der Art geführt haben. Eine mögliche Ursache könnten Schlägerungen im oberen Teil der Schlucht gewesen sein.

Eine Vernichtung oder zumindestens Beeinträchtigung der Bestände durch regelmäßige Besammlung dieser außergewöhnlichen Art kann gleichfalls nicht ausgeschlossen werden.

86.1.8 Verantwortung

Die Verantwortung Österreichs für diese Art sehr groß, da hier einer der weltweit wenigen Fundorte liegt.

86.1.9 Kartierung

Ein neuerliches Auftreten von Beständen von *Distichophyllum carinatum* sollte in der Zinkenbachklamm regelmäßig geprüft werden, bei absoluter Schonung allfälliger Bestände !

Ein Indikator ist bei einer derartig begrenzten Anzahl von Populationen, die möglicherweise alle ausgestorben sind hinfällig.

86.1.10 Wissenslücken

Das Wissen über Biologie und Ökologie dieser Art ist gering.

86.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein

FRAHM, J.-P. & FREY, W. (1992): Moosflora. 3. Aufl. - Stuttgart (Ulmer) - Uni-Taschenbücher 1250, 528 S.

FUTSCHIG, J. (1954): *Distichophyllum carinatum* Dixon et Nicholson in den Allgäuer Alpen.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 30: 15-18.

MÖNKEMEYER, W. (1927): Die Laubmoose Europas. Andreales - Bryales. - In: Rabenhorst, G.L. [Begr.]: Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Bd. IV. - Leipzig. 960 S.

STEWART, N., HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N., RAEMAEEKERS, G., SCHUMACKER, R., SERGIO, C., & URMI, E. (1993): Red Data Book of European bryophytes. - Report for WWF. Gland.

Mit speziellem Österreich-Bezug

GRIMS, F. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Laubmoose (Musci) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. - In: NIKLFELD, H.: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. - Wien (Austria Medien Service) - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 157-171.

GRIMS F., KÖCKINGER H., KRISAI R., SCHRIEBL A., SUANJAK M., ZECHMEISTER H. & EHRENDORFER F. 1999. Die Laubmoose Österreichs. Catalogus Florae Austriae, II. Teil, Bryophyten (Moose), Heft 1, Musci (Laubmoose). - Biosystematics and Ecology Series No. 15. Österreichische Akademie der Wissenschaften. 418. S.

PILSL, P. (1998): *Distichophyllum carinatum* in der Schlucht des Zinkenbaches am Wolfgangsee. Salzburg: unveröffentlichte Studie im Auftrag des Amtes der Salzburger Landesregierung, Abt. 13 Naturschutz, 1998, 6 pp.

Wichtige österreichische Datenquellen

Öffentliche Herbarien GZU, LI, W

Private Herbarien: Grims, F. (Taufkirchen / Pram), Gruber, S. (Salzburg), Krisai, R. (Salzburg/Braunau), Pilsl (Salzburg), Schröck, C. (Salzburg).

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich :

Grims, F. (Taufkirchen / Pram), Gruber, S. (Salzburg), Köckinger, H. (Weißkirchen / Graz), Krisai, R. (Braunau/Salzburg), Pilsl (Salzburg), Schröck, C. (Salzburg),

86.2 Indikatoren

Die Indikatoren sind nur für den Fall gedacht, dass die Populationen tatsächlich noch nicht ausgestorben sind.

86.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Natürlichkeit der Wälder im Bereich (oberhalb) der Zinkenbachklamm (HN)	Keine weitere forstliche Aktivität	Einzelstammnutzung	Regelmäßige Nutzung incl. Kahlschlag
Populationsindikatoren	A	B	C
Anzahl der Populationen in einem potenziellen Habitat (PA)	>5	2-5	1
Populationsgrößen (PG)	> 20 Einzelstämmchen	5-20 Einzelstämmchen	< 5 Einzelstämmchen
Distanz zwischen bestehenden Populationen (PD) ⁷¹	< 10 m	10-50 m	>50 m
Kontinuität des Nachweises von Populationen an Standorten für die es historische Belege gibt (AW) ⁷²	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen von 5 Jahren	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen von 10 Jahren	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen von > 10 Jahren
Aktuelle Einstufung der Gefährdungssituation (PG)	Populationen stabil bzw. sich ausdehnend	Populationen leicht rückgängig	Populationen stark rückgängig

86.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Da es nur einen einzigen Standort dieses Mooses in Österreich gibt, sind die Gebietsindikatoren ident mit jenen der Populationen.

86.3 Bewertungsanleitung

Für die Bewertungserstellung wurde der Weg der Gewichtung der Indikatoren gewählt (siehe auch FISCHER et al., 2001). Die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Indikatoren beträgt 1.

Populationsindikatoren sind Primärindikatoren, und stehen demnach in der Bewertung stets über den Habitatindikatoren. Habitatindikatoren sind einerseits als Richtlinie für das potenzielle Vorkommen von Populationen zu sehen, bzw. auch als Indikator für das langfristige Überleben bzw. künftige Entwicklung von bestehenden Populationen zu betrachten.

⁷¹ Dieser Faktor gibt Auskunft über einen potentiellen "gen-flow" zwischen den Populationen, und ist somit für das langfristige Überleben von Bedeutung.

⁷² Dieser indirekte Indikator untersucht die Stabilität von bestehenden Populationen. Da die Einzelstämmchen selbst mehr oder weniger kurzlebig sind, kann über diesen Faktor die Funktionalität der Metapopulation ermittelt werden. Werden Bestände regelmäßig über einen langen Zeitraum hinweg aufgefunden, kann von einer hohen Stabilität bzw. Überlebensdauer der Population ausgegangen werden.

Indirekte Indikatoren können sowohl Habitat- als auch Populationsindikatoren sein und in Einzelfällen einen sehr hohen Stellenwert besitzen.

86.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Gewichtungsfaktoren:

Anzahl der Populationen (PA); Faktor: 0.4

Einzelstämmchenanzahl der Populationen (IP); Faktor: 0.3

Frequenz der Auffindbarkeit (AW); Faktor: 0.1

Gefährdungssituation (PG); Faktor: 0.1

Habitat-Natürlichkeit (HN); Faktor: 0.05

Distanz der Populationen (PD) Faktor: 0.05

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

A: =2.4

B: 1,7 - < 2,4

C: <1.7

86.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Da es nur einen einzigen Standort dieses Moores in Österreich gibt, sind die Gebietsindikatoren ident mit jenen der Populationen.

87 1381 DICRANUM VIRIDE [(Sull. & Lesq.) Lindb.]

87.1 Schutzobjektsteckbrief

87.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Grünes Gabelzahnmoos

Synonymie: *Paraleucobryum viride* (SULL. & LESQ.) POEBL., *Orthodicranum viride* (SULL. & LESQ.) ROTH, *Campylopus viridis* SULL. & LESQ.; Grünes Besenmoos

87.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Bryopsida, Dicranales, Dicranaceae

Merkmale: Überwiegend nach MÖNKEMAYER (1927), NEBEL & PHILIPPI (2000), WEDDELING et al. (2003)

Gametophyt: *Dicranum viride* ist ein akrokarpes Laubmoos, das in polsterförmigen Rasen wächst. Die Stämmchen sind meist 2 cm, selten bis 4 cm lang und besitzen einen rostroten Rhizoidfilz. Die ganzrandigen Blätter sind 4-6 mm lang und 0,5-0,75 mm breit, mit kräftiger Rippe und meist dunkelgrün gefärbt. Im feuchtem Zustand sind die Blätter gerade bis schwach einseitwendig, trocken gekräuselt. Sie laufen in eine lange, oft ungezähnte und leicht abbrechende Spitze aus. Charakteristisch sind auch die kurzen, im oberen Blattteil dickwandigen, 8-10 µm breiten, rechteckigen bis quadratischen Laminazellen. Die Chromosomenzahl ist nicht bekannt. Die Pflanze ist diözisch.

Sporophyt: Die Seta ist zwischen 8 und 17 mm lang und in reifem Zustand rotbraun. Die aufrechte Kapsel ist gelblich bis braun, glatt, zylindrisch und symmetrisch. Der Deckel ist lang geschnäbelt. Die Durchmesser der glatten bzw. leicht papillösen Sporen betragen 10-26 µm. *Dicranum viride* wurde in den letzten Jahren nicht mit Sporophyten gefunden.

87.1.3 Biologie

Die Einzelstämmchen von *Dicranum viride* werden mehrere Jahre alt. Die Art zeichnet sich durch eine geringe sexuelle Reproduktion, aber ausgeprägte vegetative Vermehrung aus (NEBEL & PHILIPPI, 2000). Diese erfolgt mittels Bruchblätter bzw. Teilen (Blattspitzen) von Blättern, welche häufig von Tieren jeder Größenordnung (Kleinsäuger, Ameisen etc.) verbreitet werden und in Folge wieder Protonema ausbilden.

Häufige Begleitarten von *Dicranum viride* sind *Isothecium alopecuroides*, *Hypnum cupressiforme*, *Metzgeria conjugata*, *Plagiochila porelloides*, *Plagiothecium nemorale*, *Pterygandrum filiforme*, *Ulotia bruchii*, *U. crispa*, *Zygodon dentatus*.

PHILIPPI (1979, 1993) ordnet Bestände mit *Dicranum viride* dem Dicrano-Hypnion bzw. einem eigenen Dicranetum viridis zu. HÜBSCHMANN (1986) und SCHLÜSSLMAYR (1999) nennen *D. viride* als Begleiter in den beiden schattenliebenden Epiphytengesellschaften des Anomondo viticulosi-Leucodontetum sciuroidis und des Isothecietum myuri.

87.1.4 Autökologie

In der Literatur wird *Dicranum viride* meist als lichtbedürftige Art angegeben, die österreichischen Bestände liegen aber vielfach in geschlossenen Wäldern. *Dicranum viride* wächst meist an der Stammbasis von Buchen, seltener auch an jener von anderen Laubbäumen (z.B. Ahorn, Esche, Linde, Eiche, Schwarzerle) oder Nadelbäumen. *D. viride* vermehrt sich in erster Linie vegetativ und benötigt zur Entwicklung vitaler Populationen Altbuchen mit gut strukturierter

Rinde (GRUBER et al., 2001). Die Art bevorzugt alte Laub- oder Mischwälder mit hoher Luftfeuchtigkeit, wie sie z.B. Schluchten bieten (FRISVOLL & BLOM, 1999; GRIMS et al., 1999; KOPERSKI, 1999; GRUBER et al., 2001). Als Trägerbäume sind vor allem mittelalte Individuen mit einem BHD von 30 - 80 cm von Bedeutung (SAUER & PREUßLING, 2003; WEDDELING et al., 2003). An älteren Stämmen ist die Konkurrenz von nitrophilen Arten zu groß. Das Moos wächst von der Stammbasis bis ca. in 3 m Höhe. Nach BARKMANN (1958) bevorzugt die Art Borken mit pH-Werten zwischen 4,5 und 5,4, man kann aber davon ausgehen, dass die heutigen Werte höher liegen. PHILIPPI (1979, 1993) beobachtete eine Bindung der Art an Kalkgebiete und er vermutet, dass die Borke der Trägerbäume durch Stäube hier höhere pH-Werte und Basengehalte aufweist. Der Nährstoffgehalt der Borken ist wie meist an Stammbasen erhöht. Selten wächst *Dicranum viride* auch direkt auf kalkfreiem Fels oder dünnen Humusdecken auf Fels.

Die Art kann u.a. in folgenden FFH-Lebensraumtypen vorkommen: 9180 (Schlucht- und Hangmischwälder; Tilio-Acerion); 9140 (Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und *Rumex arifolius*); 91E0 (Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior*, Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae); 9410 (Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea))

87.1.5 Populationsökologie

Die Art kann in Bezug auf ihren Lebenszyklus wie die meisten Epiphyten als 'long-lived shuttle species' beschrieben werden (DURING, 1979; 1993; DIERßEN, 2001).

Berechnungen und Kartierungen aus Deutschland geben durchschnittlich 1-5 % besiedelte Bäume pro geeignetem Waldtyp an, in manchen Fällen bis zu 30 % (WEDDELING et al., 2003), letzteres ergäbe bis zu 40.000 Populationen pro Kartierungsquadrant. SAUER & PREUßLING (2003) betrachten dies aber ihren Erfahrungen entsprechend als zu hoch eingestuft.

Die Besiedelungsflächen der Einzelbestände von *Dicranum viride* liegen durchschnittlich in einer Größe zwischen 5 und 100 cm², größere Populationen sind selten (SAUER & PREUßLING, 2003). Konkrete Studien zur Populations- oder Metapopulationsbiologie von *Dicranum viride* liegen nicht vor.

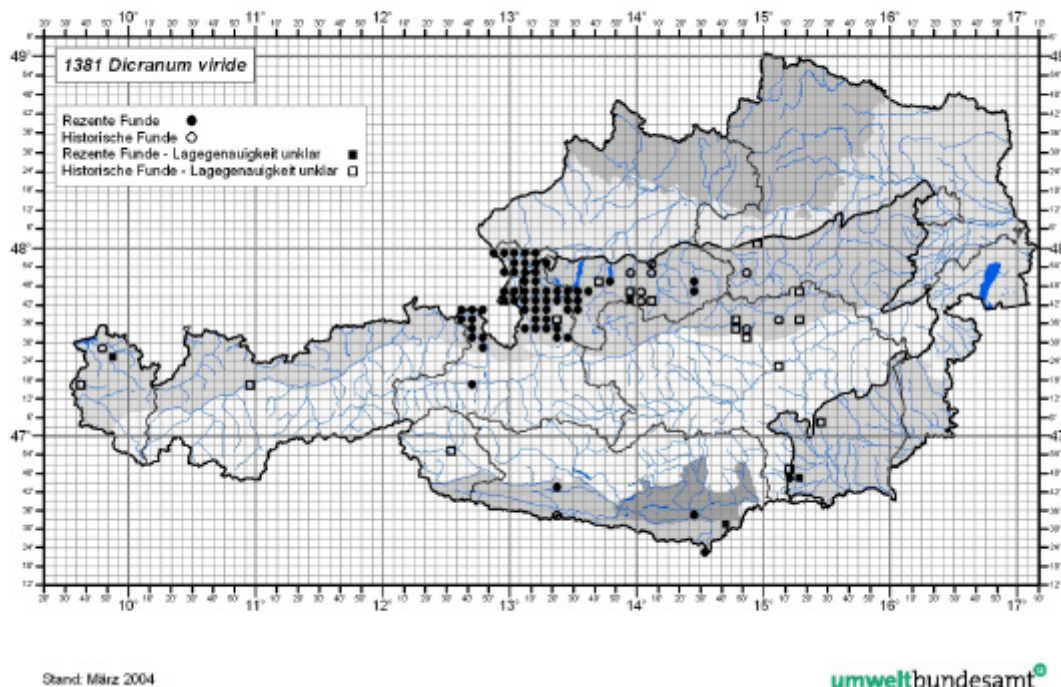
87.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Dicranum viride* besitzt ein circumpolares, holarktisches Areal. Die Art kommt in Ost- und Südwest-Asien, Nord- und Zentral-Europa, im asiatischen Russland und im östlichen Nordamerika (Kanada) vor.

Europa: Innerhalb Europas ist die Art heute selten. In den Staaten der EU 15 kommt die Art in folgenden Ländern vor: Belgien, Frankreich, Luxemburg, Deutschland, Irland, Italien, Portugal, Finnland, Schweden. Außerhalb der EU 15, aber innerhalb Europas, gibt es Funde der Art in Norwegen, der Schweiz, Polen, Tschechien, Ungarn, Bulgarien, Rumänien, allen baltischen Staaten, Serbien, Kroatien und Russland (STEWART et al., 1993).

Die Art kommt primär in der montanen Höhenstufe vor.

Österreich: In Österreich ist die Art vor allem in den Nördlichen Kalkalpen und im Voralpenbereich verbreitet. Der Verbreitungsschwerpunkt dürfte im nördlichen Salzburg und im südlichen Oberösterreich liegen. Wie jüngste Kartierungen aus Salzburg zeigen, sind die Bestände in diesem Bereich beträchtlich (GRUBER et al., 2001). In Vorarlberg sind eine größere Anzahl an Fundpunkten denkbar, der dortige Bearbeitungsstand der Moosflora ist aber sehr schlecht. In allen anderen Gebieten ist *Dicranum viride* eher selten. Die Art besiedelt in Österreich vor allem Standorte in niederen oder mittleren Lagen bis ca. 1000 Meter Seehöhe.



87.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: EU: Vulnerable

Österreich: gefährdet (GRIMS & KÖCKINGER, 1999)

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Weltweit gesehen ist die Art relativ weit verbreitet, vor allem in Nordamerika (z.B. Kanada) und Ostasien (Japan). In weiten Teilen Mitteleuropa gilt die Art aber allgemein als selten, in Nordeuropa als vom Aussterben bedroht.

Gefährdungsursachen: Eine Gefährdung der Bestände ist durch atmosphärisch deponierte Luftschadstoffe gegeben. Diese konzentrieren sich entlang des Stammes (Stammabfluss), dem primären Wuchsort von *Dicranum viride*. Trotz rückläufiger SO₂ Emissionen sind vor allem die emissionsbedingten N-Depositionen zu beachten. Dadurch werden konkurrenzkräftigere Arten wie *Hypnum cupressiforme* oder *Isoetes macrospora* gefördert, welche *Dicranum viride* verdrängen können (ZECHMEISTER, 1999; ZECHMEISTER et al., 2003).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Erhaltung bzw. Förderung naturnaher Waldbestände (z.B. Naturwaldreservate, Laub-/ Laubmischwälder) und eine allgemeine Reduktion der Luftschadstoffe sind geeignete Maßnahmen zur Erhaltung der Art.

87.1.8 Verantwortung

Aufgrund der vermutlich großen Populationsdichte in Teilen der Nordalpen ist die Verantwortung Österreichs trotz weltweitem Vorkommen der Art groß.

87.1.9 Kartierung

Bekannte Bestände sollten, in für das jeweilige Bundesland repräsentativen Stichproben, regelmäßig beobachtet werden. Standardmethoden (SÖDERSTRÖM & GUNNARSSON, 2003) wie photographische Dokumentation der Veränderungen der ausgewählten Populationen in Bezug auf Einzelstämmchendichte, Ausdehnung, Alterstruktur und Vitalität sollten dabei zum Einsatz kommen.

Die unter 87.2 aufgelisteten Indikatoren sind wie folgt zu erheben:

Standortparameter: Die Erhebung der "Natürlichkeit der Wälder" erfolgt nach GRABHERR et al. (1997).

Moosbezogene Parameter: Die Anzahl der Einzelstämmchen wird bei geringmächtigen Beständen gezählt, bei größeren Populationen in Zehnerschritten geschätzt, ähnlich wird mit der Erhebung der Populationsgrößen (Anzahl der Einzelpopulationen) verfahren.

Dicranum viride wächst meist in Rasen oder Polster (Terminologie der Wuchsformen nach MÄGDEFRAU 1969). Eine derartige Einheit, die von anderen klar abgegrenzt werden kann und für die auch alle anderen Voraussetzungen einer Population gelten (regulärer Genaustausch etc.; siehe SILVERTON, 1982; URBANSKA 1992), wird im folgenden als Population bezeichnet.

Der Kartierungsaufwand bezieht sich auf die Methode des "random-walk" in einem für das Vorkommen der Art potentiell geeignetem Habitat.

87.1.10 Wissenslücken

Die zu erwartenden reichlichen Bestände in Oberösterreich sind im Gegensatz zu jenen in Salzburg äußerst schlecht erfasst und sollten gezielt erhoben werden.

Wissenslücken bestehen neben einer österreichweiten Erfassung der Bestände vor allem im Bereich Fortpflanzungsbiologie. Hier könnte die Beobachtung einer etwaigen Ausbildung von Archegonien / Antheridien und der zugrundeliegenden Parameter das Wissen um die geringe Sporophytendichte bzw. der Ausbreitungsmechanismen im allgemeinen verbessern.

Metapopulationsstudien wären gleichfalls hilfreich die Biologie der Art zu verstehen und in Folge gezielte Empfehlungen für Schutzmaßnahmen zu formulieren.

87.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein

BARKMAN, J.J. (1958): Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes including a taxonomic survey and description of their vegetation units in Europe. - Assen (Van Gorcum) 628 p.

FRISVOLL, A.A. & BLOM, H.H. (1999): Moser, Bryophyta. - In: Direktoratet for naturforvaltning [Ed.]: Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998 - Norwegian Red List 1998. - Trondheim (Trykkeri-uset Skipnes) - DN- rapport 1999(3): 48-53.

GRABHERR G., KOCH G. & KIRCHMEIR H. (1997): Naturnähe Österreichischer Wälder. Bildatlas. Sonderdruck zur Österr. Forstzeitung 1/97: 39 pp.

HÜBSCHMANN, A. von (1986): Prodrum der Moosgesellschaften Zentraleuropas. - Berlin [u.a.] (Cramer) - Bryophytorum bibliotheca 32, 413 S.

KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2003): Neufunde von nach Anhang II der FFH-Richtlinie der Europäischen Union geschützten Moosarten in Kärnten in den Jahren 2001 und 2002. - Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 4 S.

KOPERSKI, M. (1999): Florenliste und Rote Liste der Moose in Niedersachsen und Bremen: 2. Fassung vom 1.1.1999. - Hildesheim. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 19(1), 1-76 S.

- MÄGDEFRAU, K. (1969): Die Lebensformen der Laubmoose. *Vegetatio* 16: 285-297.
- MÖNKEMEYER, W. (1927): Die Laubmoose Europas. Andreales - Bryales. - In: Rabenhorst, G.L. [Begr.]: Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Bd. IV. - Leipzig (Geest & Portig) 960 S.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. [Hrsg.] (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Band 1 (Bryophytina I, Andreaeales bis Funariales). - Stuttgart (Ulmer) 512 S.
- PHILIPPI, G. (1979): Moosflora und Moosvegetation des Buchswaldes bei Grenzach-Wyhlen. - In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Ökologie und Naturschutz [Hrsg.]: Der Buchswald bei Grenzach (Grenzacher Horn) [= Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden- Württembergs 9]. - Karlsruhe S. 113-146.
- PHILIPPI, G. (1993): Epiphytische Moosvegetation des südlichen Spessarts, des östlichen Odenwaldes und des angrenzenden Baulandes. - *Carolinea* 51: 53-74.
- SAUER, M. & PREUßLING, M. 2003. *Dicranum viride* (Sull. & Lesqu.) Lindb. in Stuttgart - Beiträge zur Ökologie und Soziologie einer FFH-Art. *Limprichtia* 22: 237-244.
- SCHLÜSSLMAYR, G. (1999): Die Moose und Moosgesellschaften der Haselschlucht im Reichraminger Hintergebirge (Nationalpark Kalkalpen, Oberösterreich). - *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs* 7: 1-39.
- SILVERTON, J. 1982. *Introduction to Plant Population Ecology*. Longman. Harlow.
- URBANSKA, K.M. 1992. *Populationsbiologie der Pflanzen*. Gustav Fischer. Jena.
- STEWART, N., HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N., RAEMAEEKERS, G., SCHUMACKER, R., SERGIO, C., & URMI, E. (1993): *Red Data Book of European bryophytes*. - Report for WWF. Gland.
- ZECHMEISTER, H. (1999): Wiederholungsinventur der Moose zur Reaktionsindikation und passiven Akkumulationsindikation am Zöbelboden 1998. - Umweltbundesamt Wien, Integrated Monitoring Serie, IM-Rep-025.
- ZECHMEISTER, H.G., GRODZINSKA, K. & ZAREK-LUKASZEWSKA, G. (2003): Bryophytes. In: MARKERT, B.A, BREURE, A.M. & ZECHMEISTER, H.G. (eds.): *Bioindicators / Biomonitors (principles, assessment, concepts)*. Elsevier. Amsterdam. pp. 329-375. proof stage
- Mit speziellem Österreich-Bezug**
- AMANN, G. (2001): Epiphytische Moose im Walgau. - Bericht an die Vorarlberger Naturschau. 52 S.
- BECK, G. (1887): Übersicht der bisher bekannten Kryptogamen Niederösterreichs, A. Hölder, Wien. pp. 101-118.
- BLUMRICH, J., 1923: Nachtrag zur Moosflora von Bregenz und Umgebung. *Vierteljahrschrift f. Geschichte und Landeskunde Vorarlbergs* 7: 8-17.
- DALLA-TORRE, K. W., SARNTHEIN, L. G. v. (1904): Flora der gefürsteten Grafschaft von Tirol, des Landes Vorarlberg und des Fürstentumes Liechtenstein. Bd. 5: Die Moose (Bryophyta). - Innsbruck.
- ERNET, D. & KÖCKINGER, H. (1998): Die floristische Erforschung der Steiermark und der Schutz wildlebender Pflanzen in der Europäischen Union. - Jahresber. 1997 Landesmuseum Joanneum, N.F. 27: 149-162.
- FITZ, K. (1957): Moose aus Oberösterreich. Gesammelt von Julius Baumgartner † in den Jahren 1921–1923. – *Jahrb. Oberösterr. Mus.-Ver.* 102: 217–244.
- GLOWACKI, J. ., (1893): Systematische Übersicht der Laubmoose des Leobner Bezirke, Jahresber. Landes-Obergymnasium Leoben, p. 1-34.
- GRIMS, F. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Laubmoose (Musci) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. - In: NIKLFELD, H.: *Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs*. - Wien (Austria Medien Service) - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 157-171.

- GRIMS F., KÖCKINGER H., KRISAI R., SCHRIEBL A., SUANJAK M., ZECHMEISTER H. & EHRENDORFER F. (1999): Die Laubmoose Österreichs. Catalogus Florae Austriae, II. Teil, Bryophyten (Moose), Heft 1, Musci (Laubmoose). - Biosystematics and Ecology Series No. 15. Österreichische Akademie der Wissenschaften. 418. S.
- GRUBER, J., KRISAI, R., PILSL, P. & SCHRÖCK, C. (2001): Kommentierte Fundortliste der FHH-Arten: *Buxbaumia viridis*, *Dicranum viride*, *Hamatocaulis vernicosus*, *Notothylas orbicularis* aus dem Bundesland Salzburg. - Bericht an die Salzburger Landesregierung. Salzburg. 14 S.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2001): Verbreitung und Ökologie der nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU geschützten Moosarten in Kärnten. - Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 20 S.
- POETSCH, I. S., SCHIEDERMAYR, K. B., (1872): Systematische Aufzählung der im Erzherzogthume Österreich ob der Enns bisher beobachteten samenlosen Pflanzen (Kryptogamen). -Wien: 2001.- Bot. Ges. (Moose: 278-365).
- PROHASKA, K. 1914. Beitrag zur Kenntnis der Moosflora von Kärnten. – Jahresber. k. k. Staats-Gymnasium Graz 14: 3–15.
- SAUTER, A. E. (1870): Flora des Herzogthumes Salzburg. III. Theil. Die Laubmoose. Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde 10: 23-104.
- SCHLÜSSLMAYR, G. (1999): Die Moose und Moosgesellschaften der Haselschlucht im Reichraminger Hintergebirge (Nationalpark Kalkalpen, Oberösterreich). - Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 7: 1-39.
- ZECHMEISTER H.G. (1997): Biomonitoring mittels Moosen. Teil 2. 1993. Integrated Monitoring Serie. - IM-Rep-006. Umweltbundesamt. Wien.

Wichtige österreichische Datenquellen

Öffentliche Herbarien GJO, GZU, LI, W, WBH, WU

Private Herbarien: Grims, F. (Taufkirchen / Pram), Gruber, J. (Salzburg), Pilsl, P. (Salzburg), Krisai R. (Braunau/Salzburg), Schröck, C. (Salzburg), Köckinger, H. (Weißkirchen), Suanjak, M. (Nestelbach bei Graz), Zechmeister H.G. (Wien)

Österreichische Moosdatenbank (Salzburg)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich :

Grims, F. (Taufkirchen/Pram), Gruber, J. (Salzburg); Köckinger, H. (Weißkirchen) , Krisai, R. (Braunau/Salzburg), Pilsl, (Salzburg), Schröck, C. (Salzburg/Kuchl), Suanjak, M. (Nestelbach bei Graz), Zechmeister, H.G. (Wien)

87.2 Indikatoren

87.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Natürlichkeit der Wälder im Bereich (oberhalb) der Zinkenbachklamm (HN) ⁷³	ahemerob (Urwälder)	Naturnahe Wälder (oligo-hemerob)	forstlich mäßig verändert (bis max. β-mesoahemerob)
Waldtyp	Buchenmischwälder in Schluchtsituation; Montane Buchenmischwälder in nie-	Laubmischwälder mit geringem Buchenanteil in mäßig niederschlagsrei-	Montane Hangmischwälder in niederschlagsarmen Gebieten

⁷³ HemerobieEinstufung nach GRABHERR et al. (1997)

	derschlagsreichen Gebieten	chen Gebieten	
Größe potenzieller Waldstandorte (HG)	>25 ha	5-25 ha	<5 ha
Durchschnittlicher Brusthöhendurchmesser der Laubbäume (LB)	>80 cm	30-80 cm	<30 cm
Populationsindikatoren	A	B	C
Anzahl der Populationen in einem potenziellen Habitat (PA)	>5	2-5	1
Populationsgrößen (PG)	> 100 Einzelstämmchen	10-100 Einzelstämmchen	< 10 Einzelstämmchen
Kontinuität des Nachweises von Populationen an Standorten für die es historische Belege gibt (AW)⁷⁴	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen über mehr als 100 Jahre hinweg	Mehrfache Bestätigung des Fundpunktes	Einmalige Bestätigung eines historischen Fundes seit 1970
Kartierungsaufwand bis zum Auffinden von Populationen in einem potenziellen Habitat (AK)⁷⁵	<30 Min.	30-90 Min.	>90 Min.

87.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Flächenanteil der potenziellen Habitate⁷⁶ in einem Gebiet (HAG)	> 10 % der Waldfläche eines Gebietes	5-10 % der Waldfläche eines Gebietes	< 5 % der Waldfläche eines Gebietes
Anzahl der Standorte mit Populationen in einem Gebiet (PAG)⁷⁷	mind. 3 Standorte pro Quadrant / 3 Standorte pro Gebiet	mind. 2 Standorte pro Grundfeld / 2 Standorte pro Gebiet	Standorte in < 10 % aller Quadranten im zu untersuchenden Gebiet / 1 Standort pro Gebiet
Einstufung der Gefährdungssituation im Gebiet	keine Gefährdungen ersichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend);	geringfügige Gefährdungen	Populationen gefährdet (oder rückgängig)

⁷⁴ Dieser indirekte Indikator untersucht die Stabilität von bestehenden Populationen. Da die Einzelstämmchen selbst mehr oder weniger begrenzte Lebensdauer haben, kann über diesen Faktor die Funktionalität der Metapopulation ermittelt werden. Werden Bestände regelmäßig über einen langen Zeitraum hinweg aufgefunden, kann von einer hohen Stabilität bzw. Überlebensdauer der Population ausgegangen werden.

⁷⁵ Indirekter Indikator, der bei nicht finanzierbarer, eingehender Untersuchung herangezogen werden kann. Dabei handelt es sich um eine gezielte Nachsuche von Populationen auf Stämmen von Laubbäumen in adäquaten Waldbeständen mit guter Begehrbarkeit (z.B. nur mäßige Steilheit). Der Faktor muss aufgrund der meist notwendigen mikroskopischen Nachbestimmung ggf. nachträglich überprüft / korrigiert werden.

⁷⁶ Habitattypen siehe unter Abschnitt Autökologie

⁷⁷ Bei großen Untersuchungsgebieten gelten die Quadranten / Grundfeldangaben, sonst die Gebietswerte

87.3 Bewertungsanleitung

Für die Bewertungserstellung wurde der Weg der Gewichtung der Indikatoren gewählt (siehe auch FISCHER et al., 2001). Die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Indikatoren beträgt 1.

Populationsindikatoren sind Primärindikatoren, und stehen demnach in der Bewertung stets über den Habitatindikatoren. Habitatindikatoren sind einerseits als Richtlinie für das potenzielle Vorkommen von Populationen zu sehen, bzw. auch als Indikator für das langfristige Überleben bzw. künftige Entwicklung von bestehenden Populationen zu betrachten.

Indirekte Indikatoren können sowohl Habitat- als auch Populationsindikatoren sein und in Einzelfällen einen sehr hohen Stellenwert besitzen.

87.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Gewichtungsfaktoren:

Wiederholte Auffindbarkeit (AW); Faktor: 0.2¹

Anzahl der Populationen (PA); Faktor: 0.4 / 0.5²

Einzelstämmchenanzahl der Populationen (IP); Faktor: 0.1/ 0.2²

Habitat-Natürlichkeit (HN); Faktor: 0.1

Habitat-Waldtyp(HW); Faktor: 0.1

Habitat-Größe (HG); Faktor: 0.05

Baumalter (HB); Faktor: 0.05

Falls keine aktuellen bzw. detaillierten Populationsdaten zur Verfügung stehen (Punkte 2, 3) ist der Kartierungsaufwand (AK) heranzuziehen und mit Faktor 0.3 zu bewerten.

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

A: =2.4

B: 1,7 - < 2,4

C: <1.7

87.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Rangordnung der Indikatoren:

- 1.) Anzahl der gefundenen Populationen (PAG) ; Faktor: 0.6 .
- 2.) Anteil der potenziellen bzw. aktuellen Habitats (HAG); Faktor: 0.2
- 3.) Gefährdungssituation im Gebiet (GG); Faktor: 0.2

¹ Indikator "Wiederholte Auffindbarkeit" und sein Gewichtungsfaktor gilt nur für Populationen mit historischen Angaben. Falls es sich um einen Neufund handelt ist dieser Indikator nicht zu rechnen dafür werden die Indikatoren PA und IP mit 0.5 bzw. 0.2 anstelle von 0.4 und 0.1 gerechnet.

² siehe Fußnote 1

88 1384 RICCIA BREIDLERI (Jur.)

88.1 Schutzobjektsteckbrief

88.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Breidler-Sternlebermoos

88.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Marchantiopsida, Ricciales, Ricciaceae

Merkmale: überwiegend nach MÜLLER (1954)

Gametophyt: *Riccia breidleri* kommt in gelbgrünen, dichten Überzügen vor. Sie bildet aber keine Rosetten, wie viele andere Arten dieser Gattung. Der Thallus ist 3-10 mm lang und 0,7 - 1,5 mm breit, meist nur einmal, bis aber max. drei mal gegabelt. Die Lappen sind fast so hoch wie breit (annähernd wurmförmig). Die Oberseite ist eben oder schwach konvex, die Ränder sind stumpf, z.T. seitlich etwas ausgebreitet. Der Thallus ist rückwärts stark verschmälert, an den Enden mit kurzer, breiter Rinne, mitunter mit einzelnen Zilien. Die Epidermiszellen sowie auch die darunter liegenden Zellen sind zartwandig. Die Bauchschuppen sind rötlich. Das Grundgewebe mit zahlreichen Fettkugeln. Die Art ist diözisch.

Sporophyt: Die Sporen sind schwarz, mit schmalem, gelbem, gekerbtem Saum und mit 8-10 Feldern. Die Sporen sind außergewöhnlich groß (80-90 µm !). Die Elateren fehlen (wie allen anderen Arten der Gattung auch)

88.1.3 Biologie

Kleine Moosart, die dichte, als ganzes vom Substrat leicht abzuhebende Decken bildet. Sporenreife erfolgt im Juli, Sporen sind jedoch selten.

Riccia breidleri bildet meist einartige Bestände (*Riccietum breidleri*, GAMS 1951), nur unter suboptimalen Bedingungen wächst es gemeinsam mit anderen Arten, wie *Eriophorum scheuchzeri* oder *Carex rostrata*. KÖCKINGER & SUANJAK (2000) haben es u.a. gemeinsam mit *Porella cordaeana* oder *Dermatocarpum rivulorum* gefunden.

88.1.4 Autökologie

Riccia breidleri besiedelt die sandigen Randzonen alpiner Lacken und kleiner (Schmelzwasser) Seen mit wechselndem Wasserstand. Die Art ist auf den regelmäßigen Wechsel von Überschwemmung und Trockenfallen angewiesen. Als Substrat dient in der Regel feiner Silikatsand mit wechselndem Basengehalt (nach SAUKEL & KÖCKINGER, 1999; KÖCKINGER & SUANJAK, 2001).

Die Art kommt vor allem über Gneis und ähnlichen Silikaten vor. Die besiedelten Böden zeigen eine schwach saure Reaktion und sind schwach stickstoffreich. Standorte dieses Typus können u.U. im LRT 7240 (*Caricion bicoloris atrofuscae*) zu finden sein.

88.1.5 Populationsökologie

Viele Einzelthalli bilden dichte Decken bis zu einer Größe von mehreren Quadratmetern. Die Art kann aufgrund der riesigen Sporen und den Standorten ihres Vorkommens vermutlich als "perennial shuttle species" angesprochen werden (DURING, 1979; 1992).

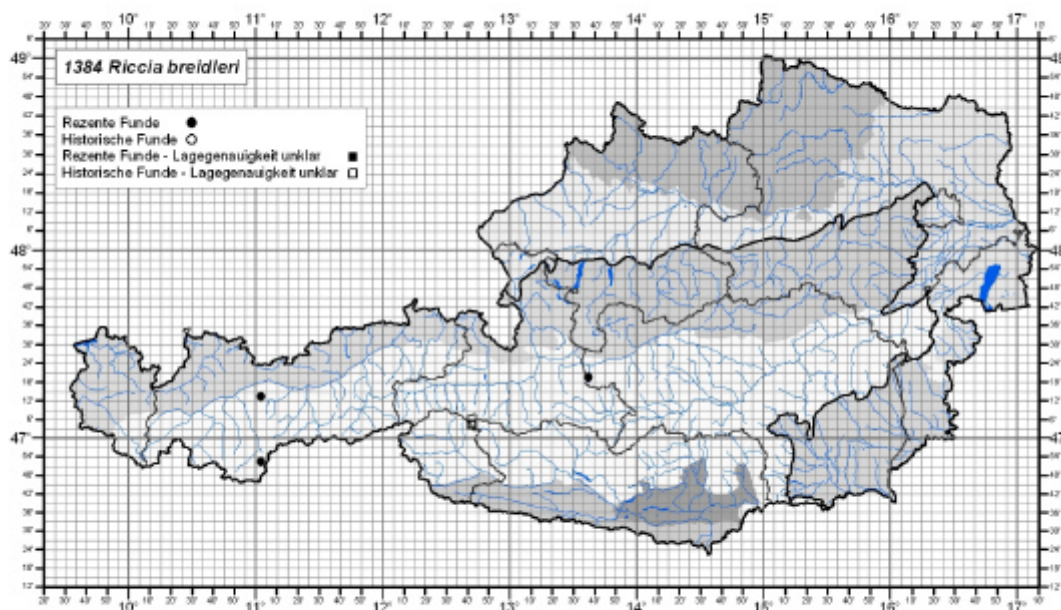
Arten mit derart großen Sporen haben eine geringe Ausbreitungstendenz und ist mehr dem Zufall überlassen als bei Arten mit kleineren, primär windverbreiteten Diasporen (z.B. LONGTON, 1997).

88.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Riccia breidlerii* ist eine in den Alpen endemische Art. Endemismus unter Moosen ist im Vergleich zu Blütenpflanzen sehr selten. *Riccia breidlerii* kommt nur in Österreich, Frankreich, Italien und in der Schweiz vor (SÖDERSTRÖM et al., 2002). Diese Art wurde von STEWART et al. (1993) nur von sieben Fundorten angegeben, wovon 4 auf Österreich entfallen. Die Zahl ist aber vermutlich unterschätzt, weil auch in der Schweiz mehrere Fundorte vorliegen. *Riccia breidlerii* ist bisher in Höhenlagen zwischen 2100 und 2650 m gefunden worden.

Europa: Die Art wird innerhalb der EU 15 für Österreich, Italien, Frankreich und für die alpine biogeographische Region angegeben.

Österreich: Die österreichischen Standorte liegen in den Niederen und Hohen Tauern. Weitere Fundpunkte sind möglich, aber wahrscheinlich sehr selten.



Stand: März 2004

umweltbundesamt®

88.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: EU: vulnerable

Österreich: potenziell gefährdet (SAUKEL & KÖCKINGER, 1999).

Aufgrund der Tatsache, dass *Riccia breidlerii* nur von sehr wenigen Standorten bekannt ist, muss die Art als weltweit gefährdet angesehen werden.

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Gefährdungsursachen: Über eine aktuelle Gefährdung der österreichischen Fundstellen liegen keine Angaben vor.

Die historische Kärntner Fundstelle konnte bei einer Nachsuche von Köckinger & Melick nicht exakt lokalisiert werden, liegt aber entweder unter dem Parkplatz der Franz-Josefs Höhe oder relativ unbeeinflusst auf einer tieferliegenden Verebnung (KÖCKINGER & SUANJAK, 2003). Durch den Rückzug der Gletscherzunge ist auch mit einer Veränderung der Standortbedingungen am Wuchsort zu rechnen (KÖCKINGER & SUANJAK, 2001).

88.1.8 Verantwortung

Da diese Art weltweit nur in drei Ländern vorkommt und mehr als die Hälfte aller bekannten Standorte in Österreich liegen ist die Verantwortlichkeit Österreichs für diese Art sehr groß.

88.1.9 Kartierung

Wie bei den meisten anderen Moosarten auch, ist die Erfassung dieser Art äußerst lückenhaft. Potenzielle Standorte in einschlägigen Zielgebieten sollten gezielt aufgesucht werden.

Allfällige Populationen sollten in regelmäßigen Abständen mit wissenschaftlich fundierten, nicht destruktiven Methoden kontrolliert werden (SÖDERSTRÖM & GUNNARSSON, 2003).

Die Bewertungs-Indikatoren sind wie folgt zu erheben:

Die Anzahl der einzelnen Thalli wird bei geringmächtigen Beständen gezählt, bei größeren Populationen in Zehnerschritten geschätzt, ähnlich wird mit der Erhebung der Populationsgrößen (Anzahl der Einzelpopulationen) verfahren.

Riccia breidlerii wächst meist in Form von dichten Decken (Terminologie der Wuchsformen nach MÄGDEFRAU 1969). Eine derartige Einheit, die von anderen klar abgegrenzt werden kann und für die auch alle anderen Voraussetzungen einer Population gelten (regulärer Genaustausch etc.; siehe SILVERTON, 1982; URBANSKA 1992), wird im folgenden als Population bezeichnet.

88.1.10 Wissenslücken

Wissenschaftliche Studien zur Populationsökologie und Populationsgenetik dieser Art sollten angeregt werden (e.g. SÖDERSTRÖM & GUNNARSSON, 2003), da die Gefahr einer genetischen Verarmung gerade bei derart isolierten Vorkommen sehr groß ist. Zusätzlich ist der Ausbreitungsradius aufgrund der Ausbreitungsbiologie relativ begrenzt. Genetische Analysen und eine "population viability analysis" wären anzustreben. Dabei muss aber auf eine größtmögliche Schonung der Bestände Rücksicht genommen werden.

88.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

DURING, H.J. (1979): Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. - *Lindbergia* 5(1): 2-18.

DURING, H.J. (1992): Ecological classifications of bryophytes and lichens. - In: BATES, J.W. & FARMER, A.M.: *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. - Oxford (Clarendon Pr.) p. 1-31.

SÖDERSTRÖM, L., URMI, E. & VANA J. (2002): Distribution of Hepaticae and Anthocerotae in Europe and Macaronesia. *Lindbergia* 27: 3-47.

SÖDERSTRÖM, L. & GUNNARSSON, U. (2003): (eds.). *Life History Strategies. A Catalogue of Population Biology Parameters for Bryophytes occurring in North-Western Europe*. Manual. In press.

STEWART, N., HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N., RAEMAEEKERS, G., SCHUMACKER, R., SERGIO, C., & URMI, E. (1993): *Red Data Book of European bryophytes*. Report for WWF. Gland.

Mit Österreich-Bezug:

- ERNET, D. & KÖCKINGER, H. (1998): Die floristische Erforschung der Steiermark und der Schutz wildlebender Pflanzen in der Europäischen Union. Jahresber. 1997 Landesmuseum Joanneum, N.F. 27: 149-162.
- FRIEDEL, H. (1956): Die alpine Vegetation des obersten Mölltales (Hohe Tauern). – Wiss. Alpenvereinshefte 16: 1–153, Tabellen A–X, Taf. I–XII.
- GAMS, H. (1951): *Riccia breidlerii* Juratzka come de Hepatique amphibique des Hautes Alpes. – Rev. Bryol. Lich. 20: 255-257.
- KERN, F. (1907): Die Moosflora der Hohen Tauern. – Jahresber. Schles. Ges. vaterländ. Cultur 85: 1–12.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2000): Analyse der Repräsentanz der Schutzgüter der Vogelschutz-Richtlinie, Anhang I, und der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Anhang I und II, in den von der Steiermark vorgeschlagenen Natura 2000 Gebieten. Teilbereich Bryophyta, Moose. Bericht an das Amt der Stmk. Landesregierung. 14 S.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2001): Verbreitung und Ökologie der nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU geschützten Moosarten in Kärnten. Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 20 S.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2003): Neufunde von nach Anhang II der FFH-Richtlinie der Europäischen Union geschützten Moosarten in Kärnten in den Jahren 2001 und 2002. – Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 4 S.
- MAURER, W. (1961): Beitrag zur Moosflora von Steiermark. – Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 91: 84–86.
- MÜLLER, K. (1954): Die Lebermoose Europas. Eine Gesamtdarstellung der europäischen Arten. 3. Aufl. – In: RABENHORST, G.L. [Begr.]: Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Bd. VI. – Leipzig. 1365 S.
- SAUKEL, J. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Lebermoose (Hepaticae) und Hornmoose (Anthocerotae) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. – In: NIKLFELD, H.: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Wien (Austria Medien Service) – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 172-186.

Wichtige österreichische Datenquellen

Öffentliche Herbarien GJO, GZU,

Private Herbarien: Grims, F. (Taufkirchen/Pram); Köckinger, H. (Weißkirchen); Suanjak, M (Nestelbach bei Graz);

Österreichische Moosdatenbank (Salzburg)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich :

Köckinger, H. (Weißkirchen); Suanjak, M (Nestelbach bei Graz);

88.2 Indikatoren

88.2.1 Indikatoren für die Population

Populationsindikatoren	A	B	C
Anzahl der Populationen in einem potenziellen Habitat (PA)	>3	2-3	1
Populationsgrößen (PG)	> 100 einzelne Thalli	10-100 einzelne Thalli	< 10 einzelne Thalli
Kontinuität des Nachweises von Populationen an Standorten für die es historische Belege gibt (AW) ⁷⁸	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen über mehr als 100 Jahre hinweg	Mehrfache Bestätigung des Fundpunktes	Einmalige Bestätigung eines historischen Fundes seit 1970

88.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Summarischer Wert der Erhaltungszustände der Populationen (HAG)

A: >75% der Einzelpopulationen wurden mit A bewertet

B: 50-75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >75% der Einzelpopulationen im Bestand haben Erhaltungszustand C

Einstufung der Gefährdungssituation im Gebiet:

A: keine Gefährdungen ersichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend);

B: geringfügige Gefährdungen;

C: Populationen gefährdet (oder rückgängig)

88.3 Bewertungsanleitung

Für die Bewertungserstellung wurde der Weg der Gewichtung der Indikatoren gewählt (siehe auch FISCHER et al., 2001). Die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Indikatoren beträgt 1.

Populationsindikatoren sind Primärindikatoren, und stehen demnach in der Bewertung stets über den Habitatindikatoren. Habitatindikatoren sind einerseits als Richtlinie für das potenzielle Vorkommen von Populationen zu sehen, bzw. auch als Indikator für das langfristige Überleben bzw. künftige Entwicklung von bestehenden Populationen zu betrachten.

88.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Gewichtungsfaktoren:

Wiederholte Auffindbarkeit (AW); Faktor: 0.3⁷⁹

Anzahl der Populationen (PA); Faktor: 0.5 / 0.7⁸⁰

⁷⁸ Dieser indirekte Indikator untersucht die Stabilität von bestehenden Populationen. Da die Thalli selbst mehr oder weniger kurzlebig sind, kann über diesen Faktor die Funktionalität der Metapopulation ermittelt werden. Werden Bestände regelmäßig über einen langen Zeitraum hinweg aufgefunden, kann von einer hohen Stabilität bzw. Überlebensdauer der Population ausgegangen werden.

⁷⁹ Indikator "Wiederholte Auffindbarkeit" und sein Gewichtungsfaktor gilt nur für Populationen mit historischen Angaben. Falls es sich um einen Neufund handelt ist dieser Indikator nicht zu rechnen, dafür werden die Indikatoren PA und IP mit 0.65 bzw. 0.3 anstelle von 0.45 und 0.2 gerechnet.

Anzahl der Thalli pro Population (IP); Faktor: 0.2/ 0.3⁸¹

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

A: =2.4

B: 1,7 - < 2,4

C: <1.7

88.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Rangordnung der Indikatoren:

- 1.) Gefährdungssituation im Gebiet (GG); Faktor: 0.3
- 2.) Erhaltungszustand der Einzelpopulationen (HAG); Faktor: 0.7

⁸⁰ Siehe vorherige Fußnote

⁸¹ siehe vorletzte Fußnote

89 1386 BUXBAUMIA VIRIDIS [(MOUG. EX LAM. & DC.) BRID. EX MOUG. & NESTL]

89.1 Schutzobjektsteckbrief

89.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Grünes Koboldmoos

Synonyme: *Buxbaumia foliosa* HEDW., *Buxbaumia indusiata* BRID., *Buxbaumia aphylla* ssp. *viridis* MOUG. ex LAM. & DC

89.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Bryopsida, Buxbaumiales, Buxbaumiaceae

Merkmale: überwiegend nach SAUER (2000); WIKLUND (2002); WEDDELING et al. (2003)

Gametophyt: *Buxbaumia viridis* ist ein sogenanntes 'Protonema-Moos'. Das Moos besitzt ein langlebiges, oberirdisches Protonema, welches reich verzweigt ist. Der eigentliche akrokarpe Gametophyt ist stark reduziert. Die winzige, männliche Pflanze besteht nur aus einem kurzen Stämmchen und einem von einem Hüllblatt umgebenen kugeligen Antheridium. Die Pflanze ist diözisch. Die Chromosomenzahl beträgt $n=8$.

Sporophyt: Der Sporophyt ist dagegen auffallend entwickelt. Er ist aufrecht und mit 7-25 mm relativ groß. Er besteht aus einer 5-10 mm langen, gelblichroten, kleinwarzigen Seta und dem überdimensional großen Sporogon, welches breit eiförmig und fast waagrecht ist. Die Sporenkapsel ist 3-4 mm lang und 3-3,5 mm breit. Die Oberseite ist grünlich mit wulstigem Rand, die Kapselunterseite aber glänzend rotbraun. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass die Cuticula längs aufreißt und sich vom Rücken der reifen Kapsel löst. *Buxbaumia viridis* produziert pro Sporophyt im Mittel 6 Millionen Sporen pro Kapsel (Variationsbreite zwischen 1,4 und 9 Millionen). Die Sporen sind mit 8,8 -14,7 μm vergleichsweise klein.

89.1.3 Biologie

Buxbaumia viridis ist als Moos grundsätzlich autotroph, wenngleich auch Berichte über eine zumindest teilweise saprophytische Lebensweise vorliegen.

Die eigentliche grüne Moospflanze ist kurzlebig, das Protonema kann aber bis zu drei Jahren überdauern. Antheridien entwickeln sich meist zwischen Mai und Mitte Juni, Sporophyten können abhängig von der Witterung – v.a. der Temperatur – in der Zeit bis August beobachtet werden (WIKLUND, 2002). Die Ausfallsrate der Sporophyten ist aufgrund der Größe und dementsprechender Attraktivität für Tiere als Nahrung groß.

Häufig ist das Grüne Koboldmoos auch mit anderen Totholzbesiedlern wie *Dicranodontium denudatum*, *Dicranum montanum*, *D. scoparium*, *Herzogiella seligeri*, *Lepidozia reptans*, *Lophocolea heterophylla*, *Nowellia curvifolia*, *Ptilidium ciliare*, *Rhizomnium punctatum*, *Tetraphis pellucida* sowie *Tritomaria exsecta* vergesellschaftet (WEDDELING et al., 2003).

89.1.4 Autökologie

Die mesophytische *Buxbaumia viridis* besiedelt meist permanent luftfeuchte, halbschattige bis schattige Nadel-, seltener Misch- und Laubwälder, in Kärnten aber auch relativ trockenen Wälder. Nach GRIMS et al. (1999) kommt *Buxbaumia viridis* auf beschatteten Baumstrünken und morschen liegenden Baumstämmen, seltener auf Humus in Nadelwäldern vor. Nach GRUBER et al. (2001) kommt es häufiger in Wäldern in der Umrahmung von Mooren vor. Ein erhöhter

Zersetzungsgrad des Holzes ist förderlich für eine Besiedelung, nur in extrem zersetzten Stadien wird die Konkurrenz durch Bodenmoose zu hoch (WIKLUND, 2002). Einzelfunde der Art wurden auf Ameisenhaufen, Waldwegen sowie epipetrisch auf Buntsandstein gemacht (WEDDELING et al., 2003).

WIKLUND (2002) gibt als wichtigste Besiedelungsparameter Größe des Totholzes und Feuchtigkeit an. Die Anzahl der gebildeten Sporophyten korreliert mit der Niederschlagsmenge.

Die Angaben für das pH-Optimum schwanken stark und liegen zwischen 4,6 und 7. Auch die Angaben bzw. Lichtempfindlichkeit differieren, eine gewisse Empfindlichkeit gegenüber direkter Sonneneinstrahlung scheint gegeben.

Grundsätzlich kann die Art in allen naturnahen, luftfeuchten Wäldern vorkommen, unter den FFH-Lebensraumtypen bevorzugt *Buxbaumia viridis* folgende Typen: 9410 (Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder; Vaccinio-Piceetea), 9420 (Alpiner Lärchen- und/oder Arvenwald), 9180 (Schlucht- und Hangmischwälder; Tilio-Acerion). Populationsökologie

89.1.5 Populationsökologie

Das Moos tritt meist sporadisch in kleinen Gruppen oder einzelnen Exemplaren auf. Früher kam die Art oft in großen Populationen vor, heute findet man meist nur mehr wenige Pflänzchen an einem Standort. KÖCKINGER & SUANJAK (2001) fanden nur mehr an einer von vier Populationen größere Individuenzahlen. Die Verbreitung von *Buxbaumia viridis* scheint sehr dispers, nach WIKLUND (1998) sind die Vorkommen der Art in Metapopulationen strukturiert.

Die Lebensstrategie dieser diözischen, kurzlebigen Art ist durch eine hohe Investition in sexuelle Fortpflanzung mit einer großen Zahl sehr kleiner Sporen, aber geringe vegetative Vermehrung gekennzeichnet. Sie ist am ehesten dem Typ der 'colonists' bzw. 'fugitives' zuzuordnen (WIKLUND, 1998; DIERßEN, 2001). Der kurzen Lebensdauer der eigentlichen Moospflanze steht die eher lange Lebensdauer des Protonemas gegenüber, die vermutlich zwischen einem und drei Jahren beträgt (WIKLUND, 1998).

Trotz der hohen Sporenanzahl pro Kapsel scheint *Buxbaumia viridis* primär Ausbreitungslimitiert zu sein, und dies wird durch die immer seltener werdenden Substrate verstärkt. Ein Großteil der Sporen bleibt innerhalb von 10 m um das Moos liegen (WIKLUND, 2002).

89.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Buxbaumia viridis* ist circumboreal verbreitet, mit deutlichem Schwerpunkt in kontinentalen Klimaten. Die Art hat ein disjunktes Areal und kommt von Nordwest-Amerika über Süd-, Zentral- und Nord-Europa bis nach Asien vor.

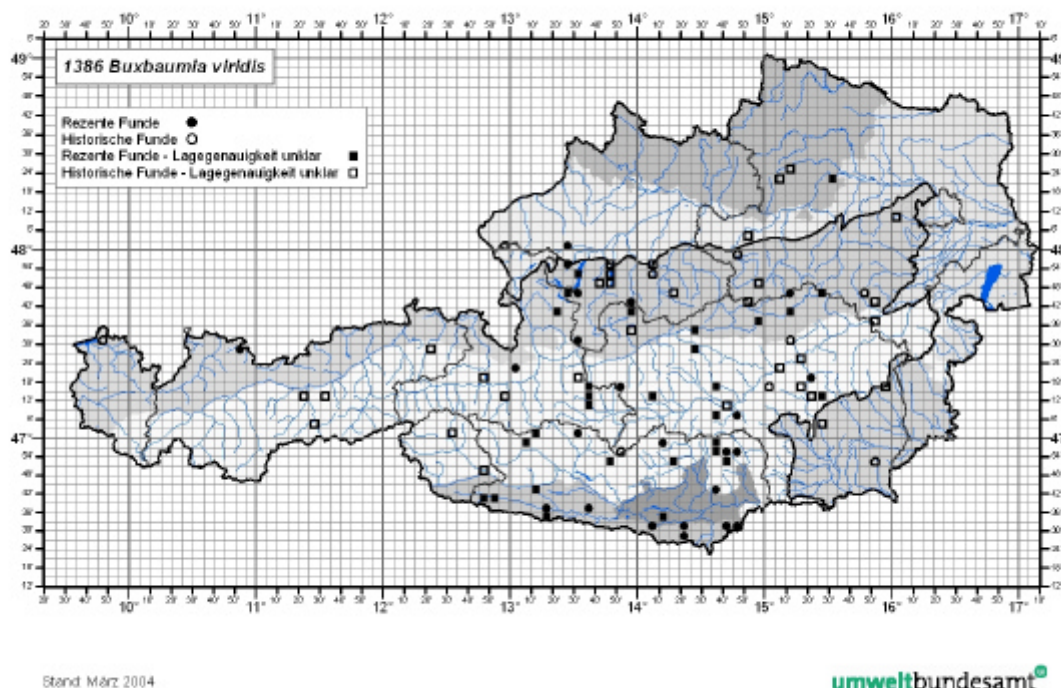
Europa: In Europa ist die Art weit verbreitet. *Buxbaumia viridis* kommt in fast allen EU-Ländern vor Ihr Vorkommen ist aber immer punktuell. Sie ist in allen montanen Regionen Zentraleuropas nachgewiesen (Österreich, Deutschland, Frankreich). Im Westen Europas (Belgien, Frankreich, Spanien und Andorra) ist *Buxbaumia viridis* sehr selten, in Südeuropa findet es sich auf Korsika, in Italien, Griechenland und Bulgarien. In Nordeuropa reicht sein Areal bis Südfinnland (Dänemark, Schweden, Großbritannien; STEWART et al., 1993).

Die Höhenverbreitung der Art reicht von ca. 250 m bis ca. 1700 m, das Hauptvorkommen ist aber montan.

Österreich: In Österreich kommt *Buxbaumia viridis* zerstreut in den Alpen vor. Wie neuere Erhebungen gezeigt haben, dürfte das Hauptverbreitungsgebiet in Österreich in Kärnten liegen, hier vor allem in mittelmontanen Lagen, während sie in den Beckenlandschaften dieses Bundeslandes weitgehend fehlt (KÖCKINGER & SUANJAK, 2003). In Westösterreich gibt es deutlich weniger Fundorte als in den zentralen Teilen bzw. im Osten. Sehr selten sind solche in der Böhmisches Masse, im Alpenvorland (nur Belege aus dem vorigen Jahrhundert) und in Ostös-

terreich. Mit Ausnahme des Südens stehen die rezenten Fundpunkte aber auch in Abhängigkeit von der Bearbeitungsdichte der Moosflora der Bundesländer bzw. Regionen.

Buxbaumia viridis wird in den Referenzlisten der alpinen und der kontinentalen Bereiche aufgelistet.



89.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: EU: vulnerable

Österreich: stark gefährdet (GRIMS & KÖCKINGER, 1999)

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: *Buxbaumia viridis* wird weltweit als selten angesehen. In Westeuropa ist die Art extrem selten, in Nordeuropa noch häufiger. In Zentraleuropa wird sie als gefährdet bis stark gefährdet angegeben. In den Alpen ist die Art etwas häufiger und kommt zumindest zerstreut vor. Die Bestände der Art sind in allen Teilen Europas rückläufig, und seit dem letzten Jahrhundert durch die intensivere Forstwirtschaft deutlich seltener werdend. In historischen Berichten gibt es noch häufig Hinweise. In Österreich war *Buxbaumia viridis* früher oft in großen Populationen zu finden, heute gibt es nur mehr wenige Pflänzchen an einem Fundort (GRIMS et al., 1999).

Gefährdungsursachen: Gründe für den Rückgang liegen vor allem in der Intensivierung der Waldbewirtschaftung mit stark rückläufigem Anteil an Totholz. Aber auch großflächiger Kahlschlag führt zu dramatischen Rückgängen. Saurer Regen dürfte die Sporophytenbildung negativ beeinflussen (NEBEL & PHILIPPI, 2000). Fragmentierung von Lebensräumen dürfte wie in Skandinavien (SCHUMACKER & MARTINY, 1995) auch in Mitteleuropa in den letzten 50 Jah-

ren zum Rückgang beigetragen haben, und große, wenig genützte naturnahe Waldbestände weisen eher große Populationen auf als kleine.

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Nachhaltige Waldbewirtschaftung, Vermeidung von Kahlschlägen (Alternative Plenterschlag), Erhöhung des Totholzanteils, unbedingte Vermeidung von Kalkungen wären einige geeignete Maßnahmen zur Förderung der Bestände der Art.

89.1.8 Verantwortung

Aufgrund der weltweiten Verbreitung der Art muss die Verantwortlichkeit Österreichs als gering eingestuft werden. Innerhalb Europas scheinen aber die österreichischen Populationen, nicht zuletzt aufgrund vergleichsweise relativ großer Anteile an naturnahen Waldbeständen (GRABHERR et al., 1997) bedeutend zu sein, was die Verantwortung Österreichs in den Staaten der EU erhöht.

89.1.9 Kartierung

Bekannte Standorte von Beständen sollten regelmäßig überprüft werden, um Bestandesentwicklung bzw. den Einfluss von Umweltparametern auf die Populationen zu verfolgen.

Neufunde sind mittels gezielter Rasterkartierung sicherlich möglich, aber aufgrund der besonderen Biologie der Pflanze dennoch auch dem Zufall unterworfen.

Die unter 89.2 aufgelisteten Indikatoren sind wie folgt zu erheben:

Standortparameter: Die Erhebung der "Natürlichkeit der Wälder" erfolgt nach Grabherr et al. (1997), die Erfassung des Totholzes erfolgt durch Begehung vor Ort auf regelmäßig im Bestand verteilten Probeflächen (vgl. Österreichische Waldinventur, Probeflächen mit 300 m² Größe).

Moosbezogene Parameter: Die Anzahl der Einzelstämmchen wird bei geringmächtigen Beständen gezählt, bei größeren Populationen in Zehnerschritten geschätzt, ähnlich wird mit der Erhebung der Populationsgrößen (Anzahl der Einzelpopulationen) verfahren.

Moose wachsen selten als Einzelindividuen, sondern meist als Gruppe in Rasen, Polstern, Decken usw. (Terminologie der Wuchsformen nach MÄGDEFRAU 1969). Eine derartige Einheit, die von anderen klar abgegrenzt werden kann und für die auch alle anderen Voraussetzungen einer Population gelten (regulärer Genaustausch etc.; siehe SILVERTON, 1982; URBANSKA 1992), wird im folgenden als Population bezeichnet.

Der Kartierungsaufwand bezieht sich auf die Methode des "random-walk" in einem für das Vorkommen der Art potentiell geeignetem Habitat.

89.1.10 Wissenslücken

Die österreichischen Bestände sind lückenhaft erhoben, was auch mit der Kurzlebigkeit der Pflanze in Zusammenhang steht.

Experimentelle Ansätze zur Überprüfung der autökologischen Ansprüche der Art wären hinsichtlich der Klärung von Artenschutzfragen hilfreich.

89.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

DIERßEN, K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. - Bryophytorum Bibliotheca 56, Cramer, Stuttgart, p. 1-289.

FISCHER, M, MÜLLER-KROEHLING, S., GULDER, H.J. & HAINING, B. (200X.): Management Plan für das FFH-Gebiet "Hienheimer Wald" mit Ludwigshain und Hangkante Altmühltal.

- GRABHERR G., KOCH G. & KIRCHMEIR H. (1997): Naturnähe Österreichischer Wälder. Bildatlas. Sonderdruck zur Österr. Forstzeitung 1/97: 39 pp.
- MÄGDEFRAU, K. (1969): Die Lebensformen der Laubmoose. *Vegetatio* 16: 285-297.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (Hrsg.) (2000). Die Moose Baden-Württembergs. Band 1. Stuttgart. Ulmer. 512 S.
- SAUER, M. (2000): Buxbaumiaceae, In: NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (Hrsg.) Die Moose Baden-Württembergs. Band 1. Stuttgart. Ulmer. 512 S.
- SCHUMACKER, R. & MARTINY, P. (1995): Part 2: Threatened bryophytes in Europe including Macaronesia. - In: European Committee for Conservation of Bryophytes [Ed.]: Red Data Book of European Bryophytes. - Trondheim (The European Committee for Conservation of Bryophytes) p. 29-193.
- SILVERTON, J. 1982. Introduction to Plant Population Ecology. Longman. Harlow.
- STEWART, N., HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N., RAEMAEEKERS, G., SCHUMACKER, R., SERGIO, C., & URMI, E. (1993): Red Data Book of European bryophytes. Report for WWF. Gland.
- URBANSKA, K.M. 1992. Populationsbiologie der Pflanzen. Gustav Fischer. Jena.
- WEDDELING, K., LUDWIG, G. & HACHTEL, M. (2003): Die Moose (Bryophyta, Marchantiophyta, Anthoceroophyta) in der FFH-Richtlinie. In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., SSMYK, A., BOYE, P., BLESS, R., HAUKE, U., LUDWIG, G. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Münster (Landwirtschaftsverlag) – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69, ca. 1100 S. in Vorbereitung.
- WIKLUND, K. (1998): Population ecology of bryophytes with focus on the epixylic moss species *Buxbaumia viridis*, including a review of metapopulation dynamics in plant populations. - Introductory Research Essay, Department of Conservation Biology (Uppsala) 4: 1-21.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

- BECK, G., (1884): Hernstein in Niederösterreich. II. Flora des Gebietes. -Wien. (Moose: p. 317-333).
- BECK, G. (1887): Übersicht der bisher bekannten Kryptogamen Niederösterreichs, A. Hölder, Wien. pp. 101-118.
- BLUMRICH, J., 1923: Nachtrag zur Moosflora von Bregenz und Umgebung. Vierteljahrsschrift f. Geschichte und Landeskunde Vorarlbergs 7: 8-17.
- DALLA-TORRE, K. W., SARNTHEIN, L. G. v. (1904): Flora der gefürsteten Grafschaft von Tirol, des Landes Vorarlberg und des Fürstentumes Liechtenstein. Bd. 5: Die Moose (Bryophyta). - Innsbruck.
- DUNK, K. v. d., (1973): Bemerkenswerte Moosgesellschaften am Eibsee/Oberbayern und Plansee/Tirol. -Jahrb. Ver. Schutz Alpenpflanzen und -Tiere 38: 80-91.
- ERNET, D. & KÖCKINGER, H. (1998): Die floristische Erforschung der Steiermark und der Schutz wildlebender Pflanzen in der Europäischen Union. Jahresber. 1997 Landesmuseum Joanneum, N.F. 27: 149-162.
- FÖRSTER, I. B., (1881): Beiträge zur Moosflora von Niederösterreich und Westungarn. -Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien 30: 233-250.
- GLOWACKI, J., (1893): Systematische Übersicht der Laubmoose des Leobner Bezirke, Jahresber. Landes-Obergymnasium Leoben, p. 1-34.
- GLOWACKI, J. (1905): Beitrag zur Laubmoosflora von Gmünd in Kärnten. -Jahrb.Naturhist. Mus. Kärnten 27: 93-128.
- GLOWACKI, J., (1908): Ein Beitrag zur Kenntnis der Laubmoosflora von Kärnten. - Jahrb. Naturhist. Mus. Kärnten 28: 165-186.

- GRIMS, F. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Laubmoose (Musci) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. - In: NIKLFELD, H.: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. - Wien (Austria Medien Service) - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 157-171.
- GRIMS F., KÖCKINGER H., KRISAI R., SCHRIEBL A., SUANJAK M., ZECHMEISTER H. & EHRENDORFER F. (1999): Die Laubmoose Österreichs. Catalogus Florae Austriae, II. Teil, Bryophyten (Moose), Heft 1, Musci (Laubmoose). Biosystematics and Ecology Series No. 15. Österreichische Akademie der Wissenschaften. 418. S.
- GRUBER, J., KRISAI, R., PILSL, P. & SCHRÖCK, C. (2001): Kommentierte Fundortliste der FFH-Arten: *Buxbaumia viridis*, *Dicranum viride*, *Hamatocaulis vernicosus*, *Notothylas oribicularis* aus dem Bundesland Salzburg. Bericht an die Salzburger Landesregierung. Salzburg. 14 S.
- HÖHNEL, F., (1891): Beitrag zur Kenntnis der österreichischen Moosflora. -Verh. ZoolBot Ges. Wien 41: 739-740.
- KERN, F. (1909): Die Moosflora der Karnischen Alpen. – Jahresber. Schles. Ges. vaterländ. Cultur 86: 3–17.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2003): Neufunde von nach Anhang II der FFH-Richtlinie der Europäischen Union geschützten Moosarten in Kärnten in den Jahren 2001 und 2002. - Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 4 S.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2001): Verbreitung und Ökologie der nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU geschützten Moosarten in Kärnten. Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 20 S.
- KRISAI, R., (1985): Ein Beitrag zur Moosflora des Lungau in Salzburg. Bryologische Ergebnisse der Lungau-Exkursion der bryologisch-lichenologischen Arbeitsgemeinschaft im September 1981. - Herzogia 7: 191-209.
- MATOUSCHEK, F., (1905): Bryologisch-floristische Mitteilungen aus Niederösterreich mit besonderer Berücksichtigung der Moosflora von Seitenstetten und Umgebung. -Jahresber. Staatsgymnasium Reichenberg 33: 3-36.
- MAURER, W., POELT, I., RIEDL, I., (1983): Die Flora des Schöckl-Gebietes bei Graz (Steiermark, Österreich). - Mitt. Abt. Bot. Landesmus. Joanneum Graz 11/12: 1-104. (Moose: 45-53).
- MORTON, F. (1956). Moosfunde im Salzkammergut in den Jahren 1953–1956. – Arb. Bot. Stat. Hallstatt 174: 1–5. (Moose det. F. Koppe)
- POETSCH, I. S., SCHIEDERMAYR, K. B., (1872): Systematische Aufzählung der im Erzherzogthume Österreich ob der Enns bisher beobachteten samenlosen Pflanzen (Kryptogamen). -Wien: 2001.- Bot. Ges. (Moose: 278-365).
- SAUTER, A. E. (1870): Flora des Herzogthumes Salzburg. III. Theil. Die Laubmoose. Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde 10: 23-104.
- SUANJAK, M. & KÖCKINGER, H. (2002): Moose der Mussen. In: WIESER, C. & KOMPOSCH, C. (Hrsg.), Paradieslilie und Höllenotter. Bergwiesenlandschaft Mussen. Naturwiss. Verein f. Kärnten, 166-170.
- SCHIEDERMAYR, C. B., 1894: Nachträge zur systematischen Aufzählung der im Erzherzogthume Österreich ob der Enns bisher beobachteten samenlosen Pflanzen (Kryptogamen) von Dr. J. POETSCH und Dr. K. SCHIEDERMAYR. -Wien: Zool.-Bot. Ges. (Moose: 163-196)
- WALLNÖFER, A. (1889): Die Laubmoose Kärntens. Jahrb. Naturhist. Landesmus. Kärnten 20: 1–155.

Wichtige österreichische Datenquellen

Öffentliche Herbarien GJO, GZU, LI, W, WBH, WU

Private Herbarien: Grims, F. (Taufkirchen/Pram), Hagel, H. (Krems/NÖ); Köckinger, H. (Weißkirchen), Krisai, R. (Braunau u. Salzburg), Schriebl, A. (St. Margarethen/K.); Schröck, C. (Salzburg/Kuchl), Suanjak, M. (Nestelbach bei Graz).

Österreichische Moosdatenbank (Salzburg)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich :

Grims, F. (Taufkirchen / Pram), Köckinger, H. (Weißkirchen), Krisai, R. (Braunau/Salzburg); Schriegl, A. (St. Margarethen; K); Schröck, C. (Salzburg/Kuchl), Suanjak, M. (Nestelbach bei Graz); Zechmeister H. (Wien)

89.2 Indikatoren

89.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Natürlichkeit der Wälder im Bereich ⁸²	ahemerob (Urwälder)	Naturnahe Wälder (oligo-hemerob)	forstlich mäßig verändert (bis max. β -mesohemerob)
Waldtyp bzw. Lage, welche die Luftfeuchtigkeit in den Wäldern widerspiegelt (HL)	Schluchtwälder, Moor-randwälder	Montane Wälder entlang von Gewässern in \pm ebener Lage	Montane (Hang)Wälder in niederschlagsreichen Gebiete
Größe potenzieller Waldstandorte (HG)	>25 ha	5-25 ha	<5 ha
Totholz (TH) ⁸³	>5%	<5%	vereinzelt
Populationsindikatoren	A	B	C
Anzahl der Populationen in einem potenziellen Habitat (PA)	>5	2-5	1
Populationsgrößen (PG)	> 100 Einzelstämmchen	10-100 Einzelstämmchen	< 10 Einzelstämmchen
Distanz zwischen bestehenden Populationen (PD) ⁸⁴	<10 m	10-50 m	>50 m
Kontinuität des Nachweises von Populationen an Standorten für die es historische Belege gibt (AW) ⁸⁵	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen über mehr als 100 Jahre hinweg	Mehrfache Bestätigung des Fundpunktes	Einmalige Bestätigung eines historischen Fundes seit 1970
Kartierungsaufwand bis	<60 Min.	60-120 Min.	>120 Min.

⁸² HemerobieEinstufung nach GRABHERR et al. (1997)

⁸³ Anteil von toten, liegenden Stämmen im Verhältnis zu den stehenden Bäumen im Gesamtbestand

⁸⁴ Dieser Faktor gibt Auskunft über einen potentiellen "gen-flow" zwischen den Populationen, und ist somit für das langfristige überleben von Bedeutung. Die Angaben zu den Distanzen beruhen vor allem auf der Arbeit von WIKLUND (1998). Die Einstufung bezieht sich auf jene Distanz welche mehr als 50 % aller Bestände zueinander haben.

⁸⁵ Dieser indirekte Indikator untersucht die Stabilität von bestehenden Populationen. Da die Einzelstämmchen selbst mehr oder weniger kurzlebig sind, kann über diesen Faktor die Funktionalität der Metapopulation ermittelt werden. Werden Bestände regelmäßig über einen langen Zeitraum hinweg aufgefunden, kann von einer hohen Stabilität bzw. Überlebensdauer der Population ausgegangen werden.

zum Auffinden von Populationen in einem potenziellen Habitat (AK) ⁸⁶			
---	--	--	--

89.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Anteil der potenziellen Habitate in einem Gebiet (HAG)	> 10 % der Waldfläche eines Gebietes	5-10 % der Waldfläche eines Gebietes	< 5 % der Waldfläche eines Gebietes
Anzahl der Standorte mit Populationen in einem Gebiet (PAG) ⁸⁷	mind. 4 Standorte pro Quadrant / 3 Standorte pro Gebiet	mind. 4 Standorte pro Grundfeld / 2 Standorte pro Gebiet	Populationen in < 10 % aller Quadranten im zu untersuchenden Gebiet / 1 Standort pro Gebiet
Einstufung der Gefährdungssituation im Gebiet	keine Gefährdungen ersichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend);	geringfügige Gefährdungen	Populationen gefährdet (oder rückgängig)

89.3 Bewertungsanleitung

Für die Bewertungserstellung wurde der Weg der Gewichtung der Indikatoren gewählt (siehe auch FISCHER et al., 2001). Die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Indikatoren beträgt 1.

Populationsindikatoren sind Primärindikatoren, und stehen demnach in der Bewertung stets über den Habitatindikatoren. Habitatindikatoren sind einerseits als Richtlinie für das potenzielle Vorkommen von Populationen zu sehen, bzw. auch als Indikator für das langfristige Überleben bzw. künftige Entwicklung von bestehenden Populationen zu betrachten.

Indirekte Indikatoren können sowohl Habitat- als auch Populationsindikatoren sein und in Einzelfällen einen sehr hohen Stellenwert besitzen.

89.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Gewichtungsfaktoren:

Wiederholte Auffindbarkeit (AW); Faktor: 0.2⁸⁸

Anzahl der Populationen (PA); Faktor: 0.3 / 0.5⁸⁹

Einzelstämmchenanzahl der Populationen (IP); Faktor: 0.1

Habitat-Natürlichkeit (HN); Faktor: 0.15 / 0.1⁹⁰

⁸⁶ Indirekter Indikator, der bei nicht finanzierbarer, eingehender Untersuchung herangezogen werden kann. Der Zeitaufwand bezieht sich auf gut begehbares Gelände mäßiger Steilheit. Dabei handelt es sich um eine gezielte Nachsuche von sporophytentragenden Rasen auf Totholz in adäquaten Waldbeständen.

⁸⁷ Bei großen Untersuchungsgebieten gelten die Quadranten / Grundfeldangaben, sonst die Gebietswerte

⁸⁸ Indikator "Wiederholte Auffindbarkeit" und sein Gewichtungsfaktor gilt nur für Populationen mit historischen Angaben. Falls es sich um einen Neufund handelt ist dieser Indikator nicht zu rechnen dafür wird der Indikator PA mit 0.5 anstelle von 0.3 gerechnet.

⁸⁹ Siehe vorangehende Fußnote

⁹⁰ Habitat-Natürlichkeit (Hemerobie) ist ein wichtiger Habitatfaktor; hohe Natürlichkeit schließt auch einen hohen Totholzanteil mit ein. Wenn die Habitat-Natürlichkeit mit A eingestuft wird ist diese mit Faktor 0.15 zu rechnen, der Totholzfaktor in diesem Fall mit 0.1. Da bei Habitat-Natürlichkeit B oder C nicht grundsätzlich mit hohem Totholz-

Habitat-Luftfeuchtigkeit (HL); Faktor: 0.05

Habitat-Größe (HG); Faktor: 0.05

Totholzanteil (TH); Faktor: 0.1 / 0.15⁹¹

Distanz der Populationen (PD) Faktor: 0.05

Falls keine detaillierten Populationsdaten zur Verfügung stehen ist der Kartierungsaufwand (AK) heranzuziehen und mit Faktor 0.45 zu bewerten.

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

A: =2.4

B: 1,7 - < 2,4

C: <1.7

89.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Rangordnung der Indikatoren:

- 1.) Anzahl der gefundenen Populationen (PAG) ; Faktor: 0.6 .
- 2.) Anteil der potenziellen Habitate (HAG); Faktor: 0.2
- 3.) Gefährdungssituation im Gebiet (GG); Faktor: 0.2

zanteil zu rechnen ist, muss dies dann verstärkt beurteilt werden und es ist mit Natürlichkeitsfaktor 0.1 und Totholzfaktor 0.15 zu rechnen.

⁹¹ Siehe vorangehende Fußnote

90 1387 ORTHOTRICHUM ROGERI (BRID.)

90.1 Schutzobjektsteckbrief

90.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Rogers Goldhaarmoos

Synonymie: *Orthotrichum pallens* subsp. *rogeri* (BRID.) KINDB., *Orthotrichum subalpinum* LIMPR.; Rogers Kapuzenmoos

90.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Bryopsida, Neckerales, Orthotrichaceae

Merkmale: überwiegend nach SAUER (2000), SCHÄFER-VERWIMP (1995), WEDDELING et al. (2003)

Gametophyt: *Orthotrichum rogeri* ist ein hellgrünes akrokarpes Laubmoos, das in dichten, kleinen bis mittelgroßen Polstern wächst. Die Stängel sind teilweise ein bis mehrfach verzweigt, und 5-15 mm hoch. An der Basis der Stämmchen sitzt ein Wurzelfilz. Die Blätter besitzen einen eilänglichen Grund und sind lanzettlich zungenförmig. Die Blattränder sind von knapp oberhalb der Basis bis zur Spitze breit umgerollt. Die Rippe endet deutlich unterhalb der Spitze. Trocken sind die Blättchen leicht verbogen bis schwach gekräuselt. Die Laminazellen sind am Blattgrund lang rechteckig (20- 60 x 8-14 µm), im oberen Blatteil rundlich-quadratisch (11x-14 x 16-18 µm) und schwach papillös. Die Art ist monözisch.

Sporophyt: *Orthotrichum rogeri* besitzt länglich ovale, allmählich verschmälerte, halb oder ganz eingesenkte Kapseln. Die Kalyptra ist glockenförmig, kahl und ca. 1,8 mm lang. Der Kaspeldeckel ist kurz geschnäbelt. Die Spaltöffnungen sind eingesenkt. Das Peristom ist doppelt. Das äußere Peristom (Exostom) besteht aus 8 papillösen, rotgelben Doppelzähnen, das innere (Endostom) aus 8 gelblichen meist glatten, oft zilienartigen Doppelzähnen. Die Sporen sind papillös und rostbraun und 17-26 µm groß.

90.1.3 Biologie

Das Moos hat einen mehrjährigen Lebenszyklus. Es zeichnet sich durch regelmäßige Bildung von Sporophyten aus, die Sporenreife erfolgt im Spätsommer.

DIERßEN (2001) ordnet die Art dem *Quercion robori-petraeae* und dem *Piceion* zu. Die wenigen Aufnahmen und Funde lassen diese Zuordnung aber als spekulativ erscheinen. Nach SCHLÜSSLMAYR (2001) ist *Orthotrichum rogeri* Kennart der *Orthotrichetalia*, und er ordnet die Aufnahme mit dieser Art dem *Orthotrichetum striati* zu. Als Begleitarten gibt SCHLÜSSLMAYR (l.c.) *Orthotrichum striatum*, *O. affine*, *O. speciosum*, *O. stramineum*, *Frullania dilatata* und *Hypnum cupressiforme* an. Dominiert wird der Bestand von der Flechte *Candellaria reflexa*.

SCHÄFER-VERWIMP (1995) ordnet die Art bryosoziologisch den Verbänden des *Syntrichion laevipilae* oder des *Ulotion crispae* zu. In Süddeutschland wächst die Art u.a. zusammen mit *Tortula papillosa*, *Orthotrichum affine*, *Pylaisia polyantha* und *Orthotrichum striatum* (SCHÄFER-VERWIMP, 1995).

90.1.4 Autökologie

Orthotrichum rogeri wächst epiphytisch an der Borke von verschiedenen Laubbäumen in lichten Laubwäldern und an Waldrändern, bzw. seltener auch an freistehenden Bäumen. Als Trä-

gerbäume werden vor allem Buchen angegeben, aber auch Hasel, Weide, Pappel, Eberesche, Weißdorn, Bergahorn. In Österreich findet man die Art auch auf Eiche (SCHLÜSSLMAYR, 2001) und an freistehenden Apfelbäumen. Die Art besiedelt lichte Laubwälder und Waldränder (GRIMS et al., 1999, SCHLÜSSLMAYR, 2001).

Nach SCHÄFER-VERWIMP (1995) kommt *Orthotrichum rogeri* vor allem in niederschlagsreichen und luftfeuchten Lagen vor. Nach RICEK (1977) und KÖCKINGER & SUANJAK (2001) ist sie lichtliebend und hat eine xerophile Tendenz und bevorzugt daher auch Südhänge.

Eine Zuordnung zu bestimmten FFH Lebensraumtypen ist aufgrund mangelnder Kenntnis über eine Zuordnung zu bestimmten Habitaten kaum möglich.

90.1.5 Populationsökologie

Hinsichtlich ihrer Lebensstrategie kann die mehrjährige Art mit großen Sporen als 'perennial shuttle species' eingestuft werden (DURING 1979, 1992; DIERßEN, 2001).

Über Populationsgrößen ist nichts bekannt.

90.1.6 Verbreitung und Bestand

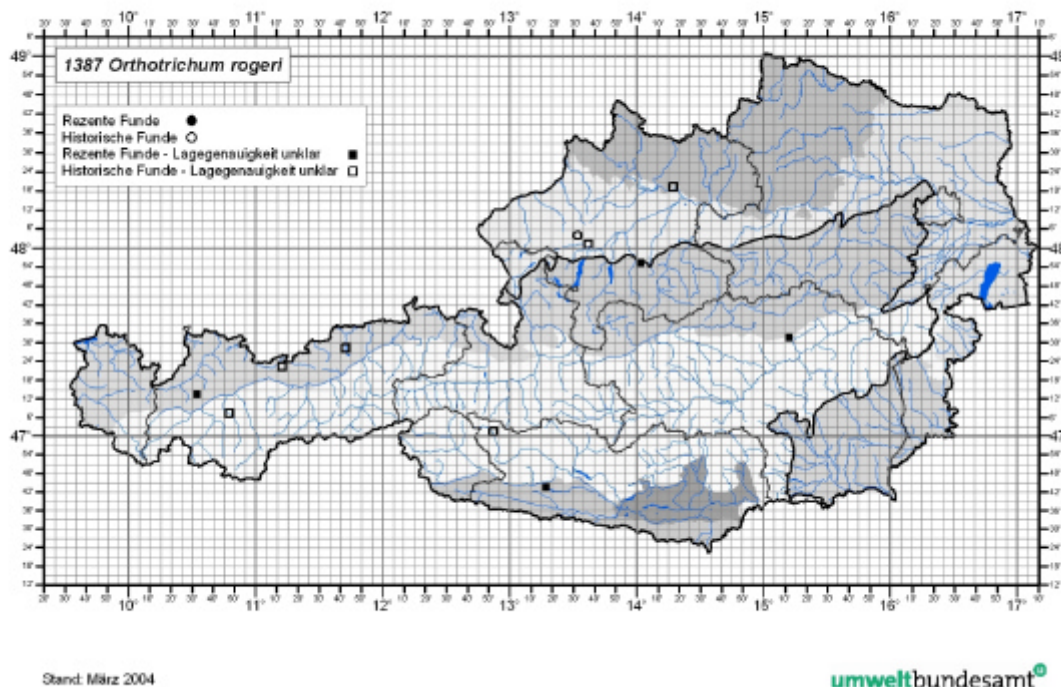
Gesamtverbreitung: Das Laubmoos besitzt ein ozeanisch-montanes Areal und ist beschränkt auf wärmegetönte Regionen mit hohen Niederschlägen. Es kommt sporadisch in Süd-Skandinavien, Mittel- und Südeuropa, im Kaukasus, Nordindien (Kaschmir) und in Sibirien vor (SCHÄFER-VERWIMP 1995; STEWART et al., 1993).

Europa: Innerhalb Europas reicht *Orthotrichum rogeri* in disjunkten Teilarealen von der Iberischen Halbinsel über Zentral- und Nordeuropa bis zum Kaukasus im Osten. Es gibt Nachweise aus folgenden EU 15-Staaten: Schweden, Finnland, Dänemark, Deutschland, Frankreich, Holland, Italien, Spanien. In Europa außerhalb der EU: Norwegen, Schweiz, Slowakei, Tschechien, Ungarn und Polen. Die Art wird für 4 biogeographische Regionen angegeben (alpin, atlantisch, boreal, kontinental)

Manche Angaben aus dem vorigen Jahrhundert sind fraglich, da die Art bisweilen verwechselt wurde (SCHÄFER-VERWIMP, 1995).

Österreich: Die Art wurde erst wenige Male in Österreich nachgewiesen. Es gibt nur drei sichere aktuelle Funde, ältere Angaben sind oft zweifelhaft (GRIMS et al., 1999). Die Fundpunkte sind dispers und ergeben kein diskretes räumliches Bild. Fundpunkte sind sehr stark einer zufälligen Besammlung unterworfen.

Orthotrichum rogeri wird in Österreich in der Referenzliste für die alpine Region geführt.



90.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: EU: vulnerable (SCHUMACKER & MARTINY, 1995)

Österreich: Stark gefährdet (GRIMS & KÖCKINGER, 1999)

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Die Art kann weltweit als selten eingestuft werden. Die Vorkommen in vielen europäischen Ländern sind erloschen oder zumindest gibt es keine rezenten Nachweise.

Gefährdungsursachen: Die Gründe für den Artenrückgang sind nicht eindeutig nachweisbar. In erster Linie dürfte aber die Luftverschmutzung dafür verantwortlich sein. Befunde über einen allgemeinen, auf Luftverschmutzung basierenden Rückgang von Epiphyten sind weltweit zahlreich (RAO, 1982; FRAHM, 1998; ZECHMEISTER et al., 2003).

Auch die Reduktion von Laubbäumen in Wäldern, insbesondere in Waldrandbereichen, und das Entfernen von Hecken in der Kulturlandschaft können Populationsrückgänge bewirken (KÖCKINGER & SUANJAK, 2001).

90.1.8 Verantwortung

Aufgrund der weltweit seltenen Verbreitung hat jedes Land mit Fundpunkten eine gewisse Verantwortung.

90.1.9 Kartierung

Die bekannten Bestände sollten bei größtmöglicher Schonung beobachtet werden (ggf. Photodokumentation). Eine allfällige Vergrößerung bzw. Ausbreitung der Population auf andere Trägerbäume ist nicht auszuschließen und wäre zu beobachten.

Die Art ist, da im Gelände von den vielen ähnlichen Arten der Gattung nicht zu unterscheiden, wohl kaum durch systematische Nachsuche zu finden, Funde ergeben sich meist zufällig im Zuge umfassender Kartierungen.

Die Anzahl der Einzelstämmchen wird bei geringmächtigen Beständen gezählt, bei größeren Populationen in Zehnerschritten geschätzt, ähnlich wird mit der Erhebung der Populationsgrößen (Anzahl der Einzelpopulationen) verfahren.

Dieses Moos wächst meist in Form kleiner Polster. Eine derartige Einheit, die von anderen klar abgegrenzt werden kann und für die auch alle anderen Voraussetzungen einer Population gelten (regulärer Genaustausch etc.; siehe SILVERTON, 1982; URBANSKA 1992), wird im folgenden als Population bezeichnet.

90.1.10 Wissenslücken

Mit weiteren Fundpunkten könnte bei einer systematischen Kartierung der Moose Österreichs gerechnet werden.

90.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- DIERßEN, K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. - *Bryophytorum Bibliotheca* 56, Cramer, Stuttgart, p. 1-289.
- DURING, H.J. (1979): Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. - *Lindbergia* 5(1): 2-18.
- DURING, H.J. (1992): Ecological classifications of bryophytes and lichens. - In: BATES, J.W. & FARMER, A.M.: *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. - Oxford (Clarendon Pr.) p. 1-31.
- FRAHM, J.P. (1998): Moose als Bioindikatoren. *Biologische Arbeitsbücher* 57. Quelle, Meyer, Wiesbaden.
- RAO, D.N. (1982): Responses of bryophytes to air pollution. In: Smith, A.J.E., (ed.) *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall, London, pp.445-471.
- SAUER, M. (2000): *Orthotrichaceae*. In: NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (Hrsg.) *Die Moose Baden-Württembergs*. Band 1. Stuttgart. Ulmer. pp. 163-208.
- SCHÄFER-VERWIMP, A. (1995): Erstnachweis von *Orthotrichum rogeri* für Südwestdeutschland. - *Herzogia* 11: 81-92.
- SCHUMACKER, R. & MARTINY, P. (1995): Part 2: Threatened bryophytes in Europe including Macaronesia. - In: European Committee for Conservation of Bryophytes [Ed.]: *Red Data Book of European Bryophytes*. - Trondheim (The European Committee for Conservation of Bryophytes) p. 29-193.
- SILVERTON, J. 1982. *Introduction to Plant Population Ecology*. Longman. Harlow.
- STEWART, N., HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N., RAEMAEEKERS, G., SCHUMACKER, R., SERGIO, C., & URMI, E. (1993): *Red Data Book of European bryophytes*. Report for WWF. Gland.
- URBANSKA, K.M. 1992. *Populationsbiologie der Pflanzen*. Gustav Fischer. Jena.
- WEDDELING, K., LUDWIG, G. & HACHTEL, M. (2003): Die Moose (Bryophyta, Marchantiophyta, Anthocerophyta) in der FFH-Richtlinie. In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., SSYMAN, A., BOYE, P., BLESS, R., HAUKE, U., LUDWIG, G. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): *Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland*. – Münster (Landwirtschaftsverlag) – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69, ca. 1100 S. in Vorbereitung.
- ZECHMEISTER, H.G., GRODZINSKA, K. & ZAREK-LUKASZEWSKA, G. (2003): Bryophytes. In: Markert, B.A, Breure, A.M. & Zechmeister, H.G. (eds.): *Bioindicators / Biomonitors (principles, assessment, concepts)*. Elsevier. Amsterdam. pp. 329-375.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

- DALLA-TORRE, K. W., SARNTHEIN, L. G. v., (1904): Flora der gefürsteten Grafschaft von Tirol, des Landes Vorarlberg und des Fürstentumes Liechtenstein. Bd. 5: Die Moose (Bryophyta). - Innsbruck.
- DÜLL, R. (1991): Die Moose Tirols unter besonderer Berücksichtigung des Pitztales/Öztaler Alpen. Bd. 1: 1–224, Bd. 2: 225–441. – IDH-Verlag Bad Münstereifel-Ohlerath.
- GRIMS, F. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Laubmoose (Musci) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. - In: NIKLFELD, H.: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. - Wien (Austria Medien Service) - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 157-171.
- GRIMS F., KÖCKINGER H., KRISAI R., SCHRIEBL A., SUANJAK M., ZECHMEISTER H. & EHRENDORFER F. (1999): Die Laubmoose Österreichs. Catalogus Florae Austriae, II. Teil, Bryophyten (Moose), Heft 1, Musci (Laubmoose). Biosystematics and Ecology Series No. 15. Österreichische Akademie der Wissenschaften. 418. S.
- JURATZKA, J. (1882): Die Laubmoosflora von Oesterreich-Ungarn. Wien: Zoologisch-botanische Gesellschaft.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2001): Verbreitung und Ökologie der nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU geschützten Moosarten in Kärnten. Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 20 S.
- LIMPRICHT, K. G. (1895): Die Laubmoose Deutschlands, Österreichs und der ISchweiz. 3 Bände. Kummer. Leipzig.
- POETSCH J.S. & SCHIEDERMAYR K.B. (1872): Systematische Aufzählung der im Erzherzogthume Österreich ob der Enns bisher beobachteten samenlosen Pflanzen (Kryptogamen). Zool. Bot. Ges. & Braunmüller. Wien.
- RICEK, E.W. (1977): Die Moosflora des Attergaaues, Hausruck- und Kobernaußerwaldes. Schriftenreihe des O.Ö. Musealvereines 6. 1-243.
- SAUTER, A. E. (1870): Flora des Herzogthumes Salzburg. III. Theil. Die Laubmoose. Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde 10: 23-104.
- SCHLÜSSLMAYR, G. (2002): Die Familie Orthotrichaceae im Moosherbarium am Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums. Beitr. Naturkunde OÖ 11: 141-165.
- SCHLÜSSLMAYR, G. (2001): Die epiphytischen Moose des Almtales. Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 10: 3-125.
- VAN DORT, K. W., GREVEN H .C. & LOODE W. J. D. (1996): Het zomerkamp 1994 in Karinthie, bryologisch verslag. – Buxbaumiella 39: 19–39.

Wichtige österreichische Datenquellen

Private Herbarien : Köckinger (Weißkirchen), Schlüsslmayr, G (Wien)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich :

Köckinger, H. (Weißkirchen / Graz); Schlüsslmayr, G. (Wien)

90.2 Indikatoren

Die Ermittlung von Indikatoren ist aufgrund mangelnder Kenntnis von potentiellen Habitaten, und sehr geringer Kenntnis der Populationsbiologie der Art extrem schwierig und dementsprechend spekulativ.

90.2.1 Indikatoren für die Population

Populationsindikatoren	A	B	C
Anzahl der Populationen in einem potenziellen Habitat (PA)	>5	2-5	1
Populationsgrößen (PG)	> 50 Einzelstämmchen	10-50 Einzelstämmchen	< 10 Einzelstämmchen

90.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Summarischer Wert der Erhaltungszustände der Populationen (SAZ)

A: >75% der Einzelpopulationen wurden mit A bewertet

B: 50-75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >75% der Einzelpopulationen im Bestand haben Erhaltungszustand C

Einstufung der Gefährdungssituation im Gebiet (GG):

A. keine Gefährdungen ersichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend);

B. geringfügige Gefährdungen;

C: Populationen gefährdet (oder rückgängig)

90.3 Bewertungsanleitung

Für die Bewertungserstellung wurde der Weg der Gewichtung der Indikatoren gewählt (siehe auch FISCHER et al., 2001). Die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Indikatoren beträgt 1.

90.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Gewichtungsfaktoren:

Anzahl der Populationen (PA); Faktor: 0.8

Anzahl der Einzelstämmchen pro Populationen (IP); Faktor: 0.2

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

A: =2.4

B: 1,7 - < 2,4

C: <1.7

90.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Rangordnung der Indikatoren:

- 1.) Summarischer Erhaltungszustand der Einzelpopulationen (SAZ); Faktor: 0.8 .
- 2.) Gefährdungssituation im Gebiet (GG); Faktor: 0.2

91 1389 MEESIA LONGISETA (HEDW.)

Schutzobjektsteckbrief

91.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Langstieliges Schwanenhalsmoos

Synonymie: *Amblyodon longisetus* (HEDW.) P. BEAUV.; Langstieliges Meesemoos

91.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Bryopsida, Bartramiales; Meesiaceae

Merkmale: vor allem nach SAUER (2000); WEDDELING et al. (2003)

Gametophyt: *Meesia longiseta* ist ein bis 10 cm hohes, bräunlich grünes, akrokarpes Laubmoos. Das Stämmchen ist bis in die Spitze wurzelhaarig und im Querschnitt dreikantig. Die Blättchen sind mehr oder weniger deutlich 6 - 8 zeilig angeordnet und vom Stämmchen aufrecht abstehend. Die lanzettlichen Blätter sind durchschnittlich 2 – 3,5 mm lang (bis 5mm), und laufen in undeutlichen Reihen am Stämmchen herab. Der Blattrand ist flach teilweise auch umgeschlagen, ganzrandig oder seltener an der Spitze etwas gezähnt. Die deutlich entwickelte Rippe endet unterhalb der Blattspitze. Die Laminazellen sind rechteckig bis rhombisch. *Meesia longiseta* ist synözisch.

Sporophyt: Die rötlichen, gedrehten Seten können über 10 cm lang werden (Name !). Die langbirnenförmige, aufrechte Kapsel hat einen deutlichen Hals, das Peristom ist gelblich-braun. Die Sporen sind durchschnittlich 35 (bis 45) µm groß, gelblich und fein papillös.

91.1.3 Biologie

Meesia longiseta wächst in lockeren Rasen und ist eine langlebige, relativ großwüchsige Art, die zwar selten, aber immer wieder mit Sporogonen gefunden wurde. Sporenreife ist im Hochsommer.

DIERßEN (2001) ordnet *Meesia longiseta* den Scheuchzerietalia-Gesellschaften zu. Sie ist oft mit *Meesia triquetra* vergesellschaftet (KRISAI, 1982). Typische Begleitarten sind andere Eiszeitrelikte wie *Paludella squarrosa*, *Helodium blandowii*, *Hamatocaulis vernicosus*, sowie *Aulacomnium palustre*, *Drepanocladus cossonii*, *D. revolvens*, *Philonotis caespitosa*, und *Sphagnum*-Arten der Zwischenmoore, bei den Höheren Pflanzen *Carex limosa*, *Menyanthes trifoliata* und *Scheuchzeria palustris*.

91.1.4 Autökologie

Meesia longiseta besiedelt meist nasse Standorte wie sehr nasse Zwischenmoore und schwingrasenbildende Zwischen- und Übergangsmoore. Die Standorte sind basen- und z.T. kalkreich und pH- neutral. Das pH-Wert Optimum dürfte bei 4,6 und 6,5 liegen.

Die Art kam und könnte in folgenden Lebensräumen nach Anhang I der FFH-Richtlinie vorkommen:

7140 (Übergangs- und Schwingrasenmoore), 7150 (Torfmoor-Schlenken; Rhynchosporion), 7210 (Kalkreiche Sümpfe mit *Cladium mariscus* und Arten des Caricion davallianae)

91.1.5 Populationsökologie

Meesia longiseta ist in Bezug auf ihre Lebensstrategie als ‚perennial stayer‘ (DURING, 1979; 1992) einzustufen. Arten dieser Gruppe sind klassische k-Strategen (GRIME et al., 1990), die primär in die Entwicklung des Gametophyten investieren und sich durch geringe Vermehrungsraten auszeichnen. DIERßEN (2001) ordnet die Art allerdings den ‚long lived shuttle species‘ zu. Dies basiert wohl primär auf der Bildung von ungewöhnlich großen Sporen, wie sie für diese Gruppe typisch ist, aber kaum auf standörtlichen Gegebenheiten.

91.1.6 Verbreitung und Bestand

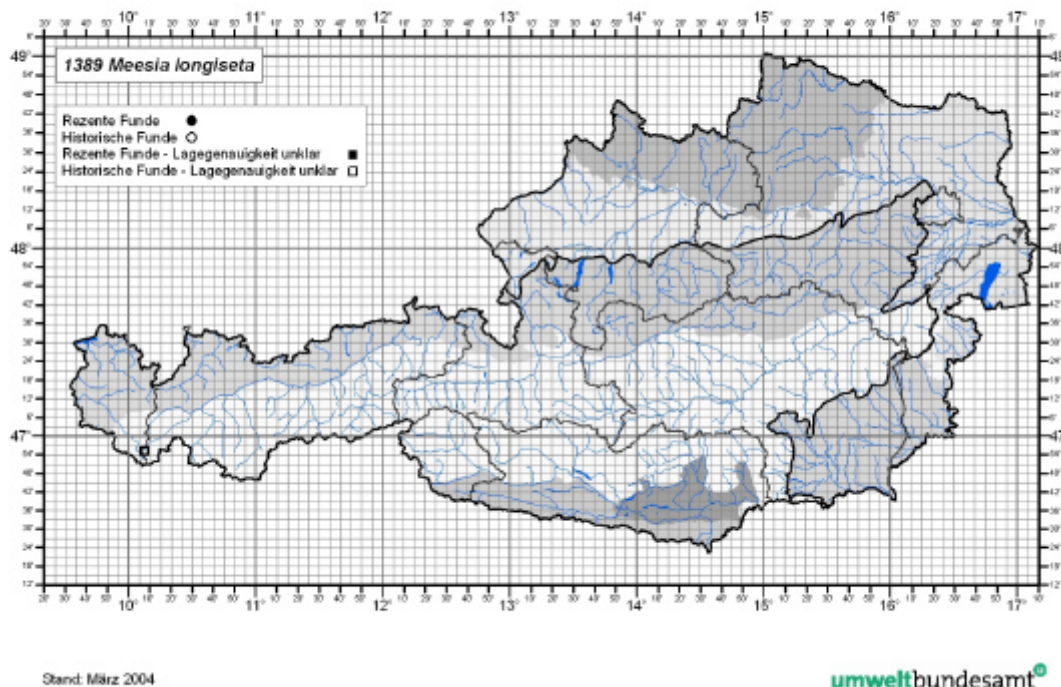
Gesamtverbreitung: Die Art hat eine disjunkte, circumboreale-subarktische Verbreitung. Sie kommt vor allem in Nordosteuropa vor, außerdem wurde *Meesia longiseta* im Süden Grönlands und im borealen Nordamerika nachgewiesen. Weiters gibt es Angaben aus Mittel- und Südeuropa. *Meesia longiseta* kommt auch in Zentralsibirien bis zur Kamtschatka-Halbinsel, in der Mongolei und Nordchina vor.

Europa: In Europa hat *Meesia longiseta* ihren Verbreitungsschwerpunkt in Nordeuropa (von Island über Norwegen bis nach Nordrussland). In Skandinavien gibt es eine Reihe von Fundpunkten auch jüngerer Datums, im europäischen Teil Russlands scheint die Art häufiger. *Meesia longiseta* gilt in Mitteleuropa als Glazialrelikt. Für *Meesia longiseta* gibt es Nachweise aus folgenden EU 15-Staaten: Schweden, Finnland, Dänemark (derzeit verschollen), Belgien (derzeit verschollen), Frankreich, England, Deutschland (derzeit verschollen), Italien (ausgestorben); in Europa außerhalb der derzeitigen EU-Grenzen: Norwegen, Schweiz, Baltikum, Polen, Rumänien, Slowakei, Tschechien (ausgestorben), Slowenien (ausgestorben), Bosnien-Herzegowina, Griechenland.

Die Art kommt vorwiegend collin bis montan vor, in den Alpen dringt sie bis in die subalpine Höhenstufe vor.

Meesia longiseta wird in der Referenzliste der alpinen Region geführt.

Österreich: Mit Ausnahme eines Nachweises (BECKER, 1953; Madlener Haus in der Silvrettagruppe;) stammen alle Funde in Österreich aus dem 19. Jahrhundert. Auch damals war das Moos auf wenige Moore in den Alpen und deren nördlichem Vorland beschränkt, allerdings örtlich oft reichlich vorhanden. Die historischen Fundpunkte sind im Anhang aufgelistet und bei KRISAI (1982) bzw. GRIMS et al. (1999) angeführt. **Die Art ist möglicherweise ausgestorben.** Eine Nachsuche durch KÖCKINGER & SUANJAK (2000) an einem historischen Fundorten in der Steiermark (Grafenbergalm) blieb erfolglos.



91.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: EU: vulnerable

Österreich: verschollen (GRIMS & KÖCKINGER, 1999)

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Die Art ist mit Ausnahme von Nordosteuropa weltweit selten, vor allem aber in Mitteleuropa.

Gefährdungsursachen: Die Art wurde in der Vergangenheit vor allem durch Moorzerstörung, Veränderungen des Wasserhaushaltes der Moore und Eutrophierung bedroht. Dies betrifft vor allem die Vorkommen in niederen Lagen. Aber auch Schipistenbau und Intensivierung im Tourismus haben einzelne Standorte vernichtet (z.B. Hinterstoder; O.Ö.).

91.1.8 Verantwortung

Da die Art in Österreich in jüngerer Zeit nicht nachgewiesen wurde ist die Verantwortlichkeit gering. Sollten neue Funde gemacht werden, tritt aber sofort eine hohe Verantwortlichkeit ein, da die Populationszahlen in Mitteleuropa sehr gering sind.

91.1.9 Kartierung

Eine gezielte Nachsuche an allen noch vorhandenen, historischen Fundpunkten sollte erfolgen. Eine regelmäßige Erfassung bzw. Monitoring von Mooren in höheren Lagen sollte generell und auch in Bezug auf bryologische Fragestellungen initiiert bzw. in manchen Landesteilen fortgeführt werden; Neu- und Wiederfunde sind dann nicht auszuschließen.

Die Anzahl der Einzelstämmchen wird bei geringmächtigen Beständen gezählt, bei größeren Populationen in Zehnerschritten geschätzt, ähnlich wird mit der Erhebung der Populationsgrößen (Anzahl der Einzelpopulationen) verfahren.

Meesia longiseta wächst meist in sehr kleinen Rasen (Terminologie der Wuchsformen nach MÄGDEFRAU 1969). Eine derartige Einheit, die von anderen klar abgegrenzt werden kann und für die auch alle anderen Voraussetzungen einer Population gelten (regulärer Genaustausch etc.; siehe SILVERTON, 1982; URBANSKA 1992), wird im folgenden als Population bezeichnet.

91.1.10 Wissenslücken

Aufgrund der relativ schlechten Kartierungslage der Moose Österreichs gibt es sicherlich Lücken in der Verbreitungs- und Bestandesdokumentation.

91.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

- DIERßEN, K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. - Bryophytorum Bibliotheca 56, Cramer, Stuttgart, p. 1-289.
- DURING, H.J. (1979): Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. - *Lindbergia* 5(1): 2-18.
- DURING, H.J. (1992): Ecological classifications of bryophytes and lichens. - In: BATES, J.W. & FARMER, A.M.: *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. - Oxford (Clarendon Pr.) p. 1-31.
- GRIME, J.P., RINCON, E.R. & WICKERSON, B.E. (1990): Bryophytes and plant strategy theory. - *Bot. Journal of the Linnean Society* 104: 175-186.
- MÄGDEFRAU, K. (1969): Die Lebensformen der Laubmoose. *Vegetatio* 16: 285-297.
- SAUER, M. (2000): Meesiaceae. In: NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (Hrsg.) *Die Moose Baden-Württembergs*. Band 1. - Stuttgart. Ulmer. pp. 136-142.
- SCHUMACKER, R. & MARTINY, P. (1995): Part 2: Threatened bryophytes in Europe including Macaronesia. - In: *European Committee for Conservation of Bryophytes [Ed.]: Red Data Book of European Bryophytes*. - Trondheim (The European Committee for Conservation of Bryophytes) p. 29-193.
- SILVERTON, J. 1982. *Introduction to Plant Population Ecology*. Longman. Harlow.
- URBANSKA, K.M. 1992. *Populationsbiologie der Pflanzen*. Gustav Fischer. Jena. STEWART, N., HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N., RAEMAEEKERS, G., SCHUMACKER, R., SERGIO, C., & URMI, E. (1993): *Red Data Book of European bryophytes*. - Report for WWF. Gland.
- WEDDELING, K., LUDWIG, G. & HACHTEL, M. (2003): Die Moose (Bryophyta, Marchantiophyta, Anthoceroophyta) in der FFH-Richtlinie. In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., SSYMANK, A., BOYE, P., BLESS, R., HAUKE, U., LUDWIG, G. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): *Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland*. – Münster (Landwirtschaftsverlag) – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69, ca. 1100 S. in Vorbereitung.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

- BECK, G., (1887): Übersicht der bisher bekannten Kryptogamen Niederösterreichs. - A. Hölder, Wien. pp. 101-118.
- BREIDLER, J. 1892. *Die Laubmoose Steiermarks und ihre Verbreitung*. – Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 28: 3-234.
- DALLA-TORRE, K. W., SARNTHEIN, L. G. v. (1904): *Flora der gefürsteten Grafschaft von Tirol, des Landes Vorarlberg und des Fürstentumes Liechtenstein*. Bd. 5: Die Moose (Bryophyta). - Innsbruck.

- ERNET, D. & KÖCKINGER, H. 1998. Die floristische Erforschung der Steiermark und der Schutz wildlebender Pflanzen in der Europäischen Union. Jahresber. 1997 Landesmuseum Joanneum, N.F. 27: 149-162.
- FÖRSTER, J. B. 1881. Beiträge zur Moosflora von Niederösterreich und Westungarn. – Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien 30: 233–250.
- GRIMS, F. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Laubmoose (Musci) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. - In: NIKLFELD, H.: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. - Wien (Austria Medien Service) - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 157-171.
- GRIMS F., KÖCKINGER H., KRISAI R., SCHRIEBL A., SUANJAK M., ZECHMEISTER H. & EHRENDORFER F. (1999): Die Laubmoose Österreichs. Catalogus Florae Austriae, II. Teil, Bryophyten (Moose), Heft 1, Musci (Laubmoose). - Biosystematics and Ecology Series No. 15. Österreichische Akademie der Wissenschaften. 418. S.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2000): Analyse der Repräsentanz der Schutzgüter der Vogelschutz-Richtlinie. Anhang I, und der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Anhang I und II, in den von der Steiermark vorgeschlagenen Natura 2000 Gebieten. Teilbereich Bryophyta, Moose. - Bericht an das Amt der Stmk. Landesregierung. 14 S.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2001): Verbreitung und Ökologie der nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU geschützten Moosarten in Kärnten. - Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 20 S.
- KRISAI, R. (1982): Die rezente und subfossile Verbreitung der moorbewohnenden Arten der Laubmoosgattung Meesea Hedw. in Österreich. - Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen 39: 369-378.
- MATOUSCHEK, F. (1900): Bryologisch-floristische Mitteilungen aus Österreich-Ungarn, der Schweiz und Baiern. I. – Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien 50: 219–254.
- MATOUSCHEK, F. (1913): Moose der Moore. – In: SCHREIBER: Die Moore Salzburgs, p. 63–73. – Deutsch-Österreichischer Moorverein, Staab.
- POETSCH J.S. & SCHIEDERMAYR K.B. (1872): Systematische Aufzählung der im Erzherzogthume Österreich ob der Enns bisher beobachteten samenlosen Pflanzen (Kryptogamen). - Zool. Bot. Ges. & Braunmüller. Wien.
- SAUTER, A. E. (1870): Flora des Herzogthumes Salzburg. III. Theil. Die Laubmoose. – Mitth. Ges. Salzburger Landeskunde 10: 23–104.

Wichtige österreichische Datenquellen

Öffentliche Herbarien GZU, LI, W

Kartei GRIMS

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich :

Krisai, R. (Salzburg), Grims, F. (Taufkirchen/Pram); Köckinger, H. (Weißkirchen); Zechmeister (Wien)

91.2 Indikatoren

Die Indikatoren gelten nur für den Fall eines etwaigen Wiederfundes der Art.

91.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Natürlichkeit der Moore (HN)	In Bezug auf Hydrologie und Nährstoffeintrag nach Geländeerkennnissen weitgehend intakt	Hydrologisch leicht beeinflusst (z.B. randliche Gräben, < 50 cm tief; keine Eutrophierungszeiger !)	Hydrologisch oder in Bezug auf die Trophie stärker beeinflusst (Gräben, Eutrophierungszeiger)
Größe des Moores(HG)	>1 ha	0,5-1 ha	<0,5 ha
Populationsindikatoren	A	B	C
Anzahl der Populationen in einem potenziellen Habitat (PA)	>3	2-3	1
Populationsgrößen (PG)	> 20 Einzelstämmchen	10-20 Einzelstämmchen	< 10 Einzelstämmchen
Kontinuität des Nachweises von Populationen an Standorten für die es historische Belege gibt (AW) ⁹²	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen über mehr als 100 Jahre hinweg	Mehrfache Bestätigung des Fundpunktes	Einmalige Bestätigung eines historischen Fundes seit 1970

91.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Summarischer Wert der Erhaltungszustände der Populationen (SAZ)

A: >75% der Einzelpopulationen wurden mit A bewertet

B: 50-75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >75% der Einzelpopulationen im Bestand haben Erhaltungszustand C

Einstufung der Gefährdungssituation im Gebiet: (GG)

A: keine Gefährdungen ersichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend);

B: geringfügige Gefährdungen;

C: Populationen gefährdet (oder rückgängig)

91.3 Bewertungsanleitung

Für die Bewertungserstellung wurde der Weg der Gewichtung der Indikatoren gewählt (siehe auch FISCHER et al., 2001). Die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Indikatoren beträgt 1.

Populationsindikatoren sind Primärindikatoren, und stehen demnach in der Bewertung stets über den Habitatindikatoren. Habitatindikatoren sind einerseits als Richtlinie für das potenzielle Vorkommen von Populationen zu sehen, bzw. auch als Indikator für das langfristige Überleben bzw. künftige Entwicklung von bestehenden Populationen zu betrachten.

91.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Gewichtungsfaktoren:

⁹² Dieser indirekte Indikator untersucht die Stabilität von bestehenden Populationen. Da die Einzelstämmchen selbst mehr oder weniger begrenzt lebensfähig sind, kann über diesen Faktor die Funktionalität der Metapopulation ermittelt werden. Werden Bestände regelmäßig über einen langen Zeitraum hinweg aufgefunden, kann von einer hohen Stabilität bzw. Überlebensdauer der Population ausgegangen werden.

Wiederholte Auffindbarkeit (AW); Faktor: 0.1⁹³

Anzahl der Populationen (PA); Faktor: 0.6 / 0.7⁹⁴

Anzahl der Einzelstämmchen pro Population (IP); Faktor: 0.15

Habitat-Natürlichkeit (HN); Faktor: 0.1

Habitat-Größe (HG); Faktor: 0.05

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

A: =2.4

B: 1, 7 - < 2,4

C: <1.7

91.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Rangordnung der Indikatoren:

- 1.) Erhaltungszustand basierend auf Einzelpopulationen (SAZ); Faktor: 0.8 .
- 2.) Gefährdungssituation im Gebiet (GG); Faktor: 0.2

⁹³ Indikator "Wiederholte Auffindbarkeit" und sein Gewichtungsfaktor gilt nur für Populationen mit historischen Angaben. Falls es sich um einen Neufund handelt ist dieser Indikator nicht zu rechnen dafür wird der Indikator PA mit 0.7 anstelle von 0.6 gerechnet.

⁹⁴ Siehe vorangehende Fußnote

92 1393 DREPANOCLADUS VERNICOSUS [(MITT.) WARNST.]

92.1 Schutzobjektsteckbrief

92.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Firnisglänzendes Sichelmoos

Synonymie: *Hamatocaulus vernicosus* (MITT.) HEDENÄS; *Hypnum vernicosum* (MITT.) LINDB. ex C. J. HARTM.; *Scorpidium vernicosus* (MITT.) TUOM.; Glänzender Krückstock

Anmerkung: Der hier als Synonym geführte Name *Hamatocaulis vernicosus* (MITT.) HEDENÄS hat sich in jüngerer Zeit als aktueller Name durchgesetzt.

92.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Bryopsida, Hypnales, Amblystegiaceae

Merkmale: Überwiegend nach MÖNKEMAYER (1927), HEDENÄS (1989), NEBEL (2001)

Gametophyt: *Drepanocladus vernicosus* ist eine mittelkräftige bis seltener kräftige Pflanze, die in lockeren bis dichten, grünen, gelblichgrünen oder bräunlichen, manchmal rötlichen Rasen wächst. Die Stämmchen sind ziemlich regelmäßig fiederästig, meist aufsteigend bis aufrecht und können bis 10 cm lang werden. Der obere Teil des Sprosses ist wie bei einem Gehstock gebogen. *Drepanocladus vernicosus* hat keinen Zentralzylinder, aber eine 1-2 reihige Rindenschicht. Die Blätter sind konkav, oval bis breit oval, in eine kürzere oder längere Spitze verschmälert und im oberen Teil plötzlich umgebogen. Sie sind nicht herablaufend, meist deutlich faltig. Die fehlenden Blattflügelzellen sind ein wichtiges Merkmal im Vergleich mit ähnlichen Arten. Die Rippe ist einfach und mäßig kräftig. Die Zellen sind sehr eng und wurmförmig, am Blattgrund gelbrot bis purpurn. Die Stämmchenblätter sind größer als die Astblätter, aber in der Form ähnlich. Die Pflanze ist diözisch.

Sporophyt: Die Kapsel ist zylindrisch, gebogen und fast horizontal. Sie sitzt auf einer langen, rötlichen Seta. Das Peristom ist zweireihig. Die Sporen sind 11-22 µm groß und fein papillös.

92.1.3 Biologie

Drepanocladus vernicosus wächst in lockeren Rasen oder als Einzelpflanze zwischen anderen Braun- und Torfmoosen. Das Moos fruchtet sehr selten.

Typische Begleiter sind *Campylium stellatum*, *Drepanocladus cossonii*, *Tomentypnum nitens*, *Sphagnum contortum*, *Aulacomnium palustre*. Nach STEINER (1992) ist die Art soziologisch vor allem dem Sphagno tenelli-Rhynchosporium albae und dem Scorpidio-Caricetum diandrae zuzuordnen. NEBEL (2001) gibt gesellschaftliche Schwerpunkte im Caricetum lasiocarpae und C. diandrae, sowie im C. appropinquatae, C. davallianae, C. limosae und dem C. rostratae.

92.1.4 Autökologie

Drepanocladus vernicosus kommt in Mitteleuropa in oligo- bis mesotrophen Nieder- und Zwischenmooren, in Schwingrasen und Verlandungszonen stehender Gewässer vor (GRIMS et al., 1999). Meist handelt es sich um neutrale bis schwach saure Moore (pH 6; DIERßEN, 2001). Im Süden Europas (Spanien) ist die Art allerdings acidophytisch, und kommt bei pH Werten von 4,5 und 5 vor (HEDENÄS, 2000).

Drepanocladus vernicosus kommt in folgenden FFH-Lebensraumtypen regelmäßig vor: 7140 (Übergangs- und Schwingrasenmoor), 7150 (Torfmoorschlenken - Rhynchosporion), 7230 (Kalkreiche Niedermoore - Caricion davallianae)

92.1.5 Populationsökologie

Die Art ist aufgrund der Fortpflanzungsstrategie, Wuchsform und ihrem Lebensraum als "Perennial stayer" einzustufen (DURING 1979, 1992).

Meist sind die Bestände der Art nicht groß (bis wenig über einen Quadratdezimeter), Einzelstämmchen zwischen anderen Moose sind nicht selten. Sporophyten werden nur selten ausgebildet.

92.1.6 Verbreitung und Bestand

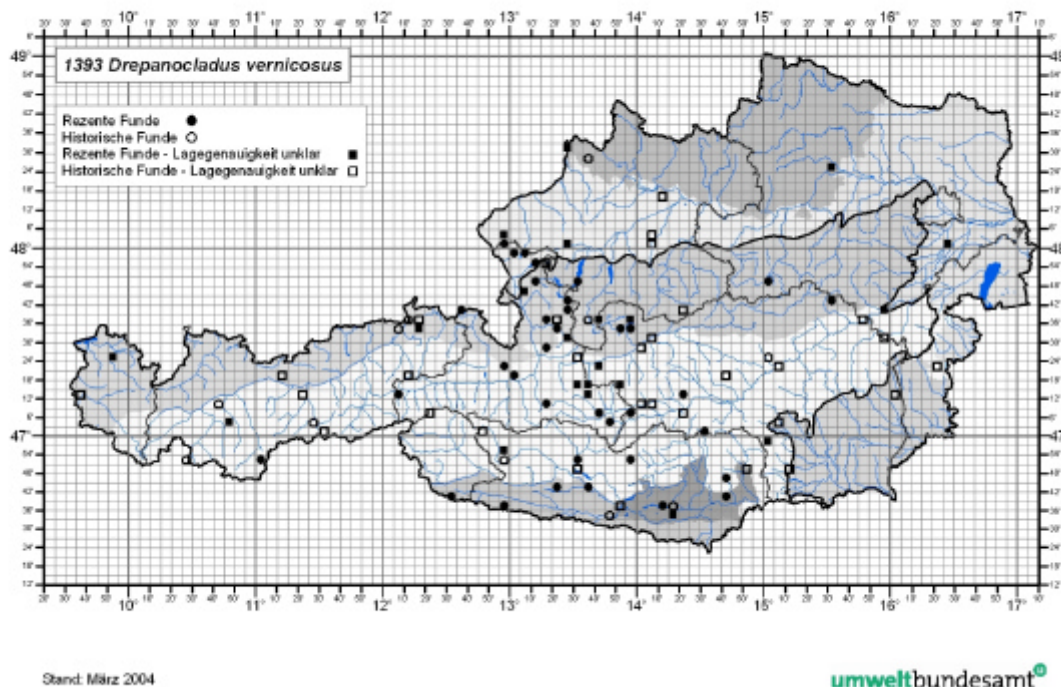
Gesamtverbreitung: *Drepanocladus vernicosus* hat eine weite Verbreitung in der Holoarktis (HEDENÄS, 1989) und kommt in Europa; Asien (ohne Südostasien); Nordafrika; Nord- und Mittelamerika vor.

Europa: *Drepanocladus vernicosus* wächst in allen Teilen Europas: vor allem Nordeuropa (einschließlich den baltischen Staaten), Russland, Mitteleuropa (z.B. Deutschland, Frankreich, Schweiz), seltener in Südeuropa. (STEWART et al., 1993). Innerhalb der EU 15 in folgenden Ländern: Österreich, Deutschland, Belgien, Dänemark, Spanien, Finnland, Frankreich, Irland, Italien, Holland, Schweden und Großbritannien.

Drepanocladus vernicosus kommt von der Collin-Stufe bis in 2000 m Seehöhe vor, das Hauptvorkommen ist aber in der Montanstufe.

Österreich: In Österreich gibt es für *Drepanocladus vernicosus* an entsprechenden Standorten in allen Bundesländern mit Ausnahme des Burgenlandes und Wien Belege, wenngleich auch für Vorarlberg kein neuerer Fund vorliegt. Die Art ist in den Alpen selten bis zerstreut verbreitet, aber sehr selten in der Böhmisches Masse, im Alpenvorland und Pannonikum. Im Südöstlichen Alpenvorland ist *Drepanocladus vernicosus* wahrscheinlich ausgestorben. In Kärnten und der Steiermark ist die Art stark gefährdet. Es gibt aus fast allen Bundesländern Funde nach 1970 (z.B. STEINER, 1992; GRUBER et al., 2001; KÖCKINGER & SUANJAK, 2001), mit überlebensfähigen Populationen, die einen Weiterbestand der Art gewährleisten sollten, falls sich die Bedingungen in den entsprechenden Mooren nicht deutlich verschlechtern.

Anmerkung zu den Fundorten: Ein erheblicher Teil der Fundorte, vor allem jener in hohen Lagen, könnte zu *Drepanocladus cossonii* gehören, welches vielfach nicht unterschieden wurde. Falls dies zutrifft wäre die Art deutlich seltener und gefährdeter als angenommen.



92.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: EU: vulnerable

Österreich: Stark gefährdet (GRIMS & KÖCKINGER, 1999)

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Entwicklungstendenzen: Die nachfolgenden Gefährdungsursachen führten zu fast weitgehender Ausrottung der Art in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten (z.B. Nördliches Alpenvorland, Voralpen), weil die Art etwas wärmeliebend ist und eben deshalb Hauptverbreitung in tieferen, landwirtschaftlich intensivierten Lagen zeigt(e).

Gefährdungsursachen: Entwässerungsmaßnahmen, Intensivierungen in der Landwirtschaft (Düngung) und Torfstiche haben den Standorten von *Drepanocladus vernicosus* in den letzten Jahrzehnten massiv zugesetzt. Nationale und internationale Moorschutzbestimmungen haben diesen Trend deutlich verlangsamt. Moorschutz ist für die Art auch Artenschutz. Niedermoore (z.B. Quellmoore) sind aber noch immer bedroht, zumal ihr Fortbestand mit regelmäßiger, extensiver Pflege verbunden ist. Da die Art auch regelmäßig in Moorrandlagen vorkommt ist auch auf eine schonende Nutzung der angrenzenden Flächen zu achten. Aufgeben der Flächenutzung führt zu Verbuschung, Beschattung und Veränderung der hydrologischen Bedingungen, was gleichfalls zu einem Verschwinden von *Drepanocladus vernicosus* beiträgt. Befunde dazu finden sich vermehrt in jüngerer Zeit (ZECHMEISTER, unpubl.).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Als Gegenmaßnahmen sollten alle Moore mit rezenten Vorkommen strenger geschützt werden bzw. zu Natura 2000-Gebieten erklärt werden. In einigen Fällen kann eine Wiederaufnahme der Pflegemaßnahmen mit Aufwandsentschädigung ein langsames Aussterben verhindern.

92.1.8 Verantwortung

Drepanocladus vernicosus scheint in Skandinavien weit verbreitet, wenngleich auch hier viele Vorkommen zu *D. cossonii* zu rechnen sein dürften. Die Verantwortung Österreichs für seine Bestände ist gegeben, und Vorkommen sollten geschützt werden. Die Bestände im pannonischen Osten Österreichs sollten aber aufgrund ihrer arealgeographischen Besonderheit besonders beachtet werden.

92.1.9 Kartierung

Im Zuge der Erfassung bzw. Kontrolle der Moorbestände sollte eine Kartierung der Moospopulationen obligat sein.

Bestehende, bekannte Populationen von *Drepanocladus vernicosus* regelmäßig zu überwachen könnte auch zu einem besseren Verständnis der Populationsökologie beitragen.

Die Bewertungs-Indikatoren sind wie folgt zu erheben:

Die Anzahl der Einzelstämmchen wird bei geringmächtigen Beständen gezählt, bei größeren Populationen in Zehnerschritten geschätzt, ähnlich wird mit der Erhebung der Populationsgrößen (Anzahl der Einzelpopulationen) verfahren.

Drepanocladus vernicosus wächst selten als Einzelindividuum, sondern meist als Gruppe in dichten Rasen (Terminologie der Wuchsformen nach MÄGDEFRAU 1969). Eine solcher von anderen klar abgegrenzbarer Rasen, für den auch alle anderen Voraussetzungen einer Population gelten (regulärer Genaustausch etc.; siehe SILVERTON, 1982; URBANSKA 1992), wird im folgenden als Population bezeichnet.

Der Kartierungsaufwand bezieht sich auf die Methode des "random-walk" in einem für das Vorkommen der Art potentiell geeignetem Habitat.

92.1.10 Wissenslücken

Ein Teil der Moore Österreichs ist bryologisch relativ gut bekannt (z.B. STEINER, 1992). Eine Weiterführung der Erhebung der österreichischen Moorbestände und ihrer Moosvegetation ist anzustreben.

92.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

HEDENÄS, L. (2000): On the presence of *Hamatocaulis vernicosus* (Mitt) Hedenäs (Amblystegiaceae) in Spain. *Journal of Bryology* 22:297-298.

HEDENÄS, L. (1989): The genera *Scorpidium* and *Hamatocaulis*, gen.nov., in northern Europe. *Lindbergia* 15:8-36.

MÖNKEMEYER, W. (1927): Die Laubmoose Europas. Andreales - Bryales. - In: Rabenhorst, G.L. [Begr.]: Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Bd. IV. - Leipzig (Geest & Portig) 960 S.

NEBEL, M. (2001): Amblystegiaceae. In: . NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (Hrsg.) Die Moose Baden-Württembergs. Band 2. Stuttgart. Ulmer. 529 S.

SILVERTON, J. 1982. Introduction to Plant Population Ecology. Longman. Harlow.

STEWART, N., HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N., RAEMAEEKERS, G., SCHUMACKER, R., SERGIO, C., & URMI, E. (1993): Red Data Book of European bryophytes. Report for WWF. Gland.

URBANSKA, K.M. 1992. Populationsbiologie der Pflanzen. Gustav Fischer. Jena.

Mit Österreich-Bezug:

- BECK, G. (1887): Übersicht der bisher bekannten Kryptogamen Niederösterreichs. – A. Hölder, Wien. (Moose: p. 101–118)
- BREITFUß, R. (1976): Die Vegetation der Postalm.- Universität Salzburg, Dissertation: 1976, 166 pp
- DALLA TORRE, K. W. & L. G. V. SARNTHEIN. (1904): Flora der gefürsteten Grafschaft von Tirol, des Landes Vorarlberg und des Fürstentumes Liechtenstein. Bd. 5: Die Moose (Bryophyta) 671 p. – Innsbruck-
- DRESCHER A., M. MAGNES & M. SUANJAK. 1996. Das Walder Moor – aktueller Zustand und Veränderungen in den vergangenen 120 Jahren. – Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 125: 137–165
- ENNEMOSER, R. (1985): Sieben Möser. Sonntag Möser. Pflanzenkleid der Gerlosplatte.- Universität Salzburg, Dissertation: 1985, 200 pp
- ERNET, D. & KÖCKINGER, H. (1998): Die floristische Erforschung der Steiermark und der Schutz wildlebender Pflanzen in der Europäischen Union. Jahresber. 1997 Landesmuseum Joanneum, N.F. 27: 149-162.
- FUCHS, D. (1983): Das Vegetationsmosaik des Hundsfeldes in den Radstädter Tauern.- Universität Salzburg, Dissertation: 1983, 118 pp
- GRIMS, F. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Laubmoose (Musci) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. - In: NIKLFELD, H.: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. - Wien (Austria Medien Service) - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 157-171.
- GRIMS F., KÖCKINGER H., KRISAI R., SCHRIEBL A., SUANJAK M., ZECHMEISTER H. & EHRENDORFER F. (1999): Die Laubmoose Österreichs. Catalogus Florae Austriae, II. Teil, Bryophyten (Moose), Heft 1, Musci (Laubmoose). Biosystematics and Ecology Series No. 15. Österreichische Akademie der Wissenschaften. 418. S.
- GRUBER, J., KRISAI, R., PILSL, P. & SCHRÖCK, C. (2001): Kommentierte Fundortliste der FHH-Arten: *Buxbaumia viridis*, *Dicranum viride*, *Hamatocaulis vernicosus*, *Notothylas orbicularis* aus dem Bundesland Salzburg. Bericht an die Salzburger Landesregierung. Salzburg. 14 S.
- HEISELMAYER, H. (1979): Die Pflanzengesellschaften der Feucht- und Naßbiotope im Tappenkar (Radstädter Tauern).- Universität Salzburg, Dissertation: 1979, 120 pp
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2001): Verbreitung und Ökologie der nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU geschützten Moosarten in Kärnten. Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 20 S.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2003): Neufunde von nach Anhang II der FFH-Richtlinie der Europäischen Union geschützten Moosarten in Kärnten in den Jahren 2001 und 2002. - Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 4 S.
- KOPPE, F. (1950): Bryologische Beobachtungen im Gebiet des St. Wolfgangsees im Salzkammergut. – In: Festschrift "25 Jahre Botanische Station Hallstatt" (Arbeiten Bot. Stat. Hallstatt 99), p. 1–4. – Hallstatt
- LATZEL, A. (1926): Beitrag zur kärntischen Moosflora, vornehmlich des Lavantgebietes. – Hedwigia 36: 127–156.
- LATZEL, A. (1941): Beitrag zur Kenntnis der Moose des Ostalpenrandgebietes. – Beihefte Bot. Centralblatt 61, Abt. B: 211–260.
- LOESKE, L. (1909): Zur Moosflora der Zillertaler Alpen. – Hedwigia 49: 1–53.
- MATOUSCHEK, F. (1901): Beiträge zur Moosflora von Kärnten. – Carinthia II 91: 106–115, 124–138; 93: 93–98.
- MATOUSCHEK, F. (1902): Ältere und neuere Moosfunde aus Niederösterreich. – Deutsche Bot. Monatsschrift 20: 110–114.

- MATOUSCHEK, F. (1913): Moose der Moore. – In: SCHREIBER: Die Moore Salzburgs,– Deutsch-Österreichischer Moorverein, Staab. pp. 63–73.
- MORTON, F. (1950): Moosfunde im Salzkammergut in den Jahren 1949 und 1950. – Arb. Bot. Stat. Hallstatt 113: 1–6. (Moose det. F. Koppe).
- MURR, J. (1914): Die Laubmoose von Feldkirch und Umgebung mit Einschluß Liechtensteins. – Jahresber. Staatsgymnasium Feldkirch 59: 10–34.
- POETSCH, J. S. & K. B. SCHIEDERMAYR (1872): Systematische Aufzählung der im Erzherzogthume Österreich ob der Enns bisher beobachteten samenlosen Pflanzen (Kryptogamen) XLVII + 384 p. – Zool.- Bot. Ges. Wien. (Moose p. 278–365).
- REIMOSER, L. (2003): Vegetationsökologische Grundlagen zur Ausweisung des Moorkomplexes Naßköhr in der Steiermark als Ramsar-Schutzgebiet. Diplomarbeit. Univ. Wien. 181 S. + Tabellen.
- SCHIEDERMAYR, C. B. (1894): Nachträge zur systematischen Aufzählung der im Erzherzogthume Österreich ob der Enns bisher beobachteten samenlosen Pflanzen (Kryptogamen) von Dr. J. S. Poetsch und Dr. K. B. Schiedermayr, 216 p. – Zoologisch-Botanische Gesellschaft, Wien. – (Moose p. 163–196).
- SMETTAN, H. (1982): Die Moose des Kaisergebirges / Tirol, insbesondere ihre Verbreitung und ihre Soziologie in höheren Pflanzengesellschaften. Bryophytorum Bibliotheca 23: 1-127. Vaduz, Cramer.
- STEINER, G.M. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog. 4. Auflage. Grüne Reihe Bundesmin. Umwelt, Jugend und Familie. Wien. 509 S.
- WALLNÖFER, A. (1889): Die Laubmoose Kärntens. – Jahrb. Naturhist. Landesmus. Kärnten 20: 1–155.

Wichtige österreichische Datenquellen

Öffentliche Herbarien GJO, GZU, LI, SZU, W, WU

Private Herbarien: Grims, F. (Taufkirchen/Pram), Gruber, J. (Salzburg), Köckinger, H. (Weißkirchen); Krisai, R. (Braunau/Salzburg), Pils, P. (Salzburg), Schröck, C. (Salzburg/Kuchl), Suanjak, M. (Nestelbach bei Graz), Zechmeister (Wien)

Österreichische Moosdatenbank (Salzburg)

Österreichische Moordatenbank (Wien)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich :

Grims F. (Taufkirchen/Pram), Gruber, J. (Salzburg), Köckinger, H. (Weißkirchen); Krisai, R. (Braunau/Salzburg), Pils, P. (Salzburg); Schröck, C. (Salzburg/Kuchl); Suanjak, M. (Nestelbach bei Graz), Zechmeister, H. (Wien)

92.2 Indikatoren

92.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Natürlichkeit der Moore und Nasswiesen (HN)	In Bezug auf Hydrologie und Nährstoffeintrag nach Geländeerkenntnissen weitgehend intakt	Hydrologisch leicht beeinflusst (z.B. randliche Gräben, < 30 cm tief; keine Eutrophierungszeiger !)	Hydrologisch oder in Bezug auf die Trophie stärker beeinflusst (Gräben, Eutrophierungszeiger)
Größe der Habitate (HG)	>2 ha	0,5-2 ha	<0,5 ha
Populationsindikatoren	A	B	C
Anzahl der Populationen in einem potenziellen Habitat (PA)	>5	2-5	1
Populationsgrößen (PG)	> 50 Einzelstämmchen	10-50 Einzelstämmchen	< 10 Einzelstämmchen
Distanz zwischen bestehenden Populationen (PD) ⁹⁵	<10 m	10-50 m	>50 m
Kontinuität des Nachweises von Populationen an Standorten für die es historische Belege gibt (AW) ⁹⁶	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen über mehr als 100 Jahre hinweg	Mehrfache Bestätigung des Fundpunktes	Einmalige Bestätigung eines historischen Fundes seit 1970

Populationsindikatoren:

92.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Anteil adäquater Lebensräume in einem Gebiet (HAG)	>6	3-6	2
Anzahl der Standorte mit Populationen in einem Gebiet (PAG) ⁹⁷	mind. 6 Standorte pro Quadrant / 4 Standorte pro Gebiet	mind. 4 Standorte pro Grundfeld / 2 Standorte pro Gebiet	Populationen in < 10 % aller Quadranten im zu untersuchenden Gebiet / 1 Standort pro Gebiet
Einstufung der Gefähr-	keine Gefährdungen er-	geringfügige Gefährdun-	Populationen gefährdet (o-

⁹⁵ Dieser Faktor gibt Auskunft über einen potentiellen "gen-flow" zwischen den Populationen, und ist somit für das langfristige Überleben von Bedeutung. Für diesen Faktor gibt es keine Literaturangaben, die Zahlenwerte beruhen auf Schätzungen beruhend auf Angaben von anderen Feuchtwiesenarten. Die Einstufung bezieht sich auf jene Distanz welche mehr als 50 % aller Bestände zueinander haben.

⁹⁶ Dieser indirekte Indikator untersucht die Stabilität von bestehenden Populationen. Da die Stämmchen selbst mehr oder weniger begrenzt lebensfähig sind, kann über diesen Faktor die Funktionalität der Metapopulation ermittelt werden. Werden Bestände regelmäßig über einen langen Zeitraum hinweg aufgefunden, kann von einer hohen Stabilität bzw. Überlebensdauer der Population ausgegangen werden.

⁹⁷ Bei großen Untersuchungsgebieten gelten die Quadranten / Grundfeldangaben, sonst die Gebietswerte

dungssituation im Gebiet	sichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend);	gen	der rückgängig)
--------------------------	--	-----	-----------------

92.3 Bewertungsanleitung

Für die Bewertungserstellung wurde der Weg der Gewichtung der Indikatoren gewählt (siehe auch FISCHER et al., 2001). Die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Indikatoren beträgt 1.

Populationsindikatoren sind Primärindikatoren, und stehen demnach in der Bewertung stets über den Habitatindikatoren. Habitatindikatoren sind einerseits als Richtlinie für das potenzielle Vorkommen von Populationen zu sehen, bzw. auch als Indikator für das langfristige Überleben bzw. künftige Entwicklung von bestehenden Populationen zu betrachten.

Indirekte Indikatoren können sowohl Habitat- als auch Populationsindikatoren sein und in Einzelfällen einen sehr hohen Stellenwert besitzen.

92.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Gewichtungsfaktoren:

Wiederholte Auffindbarkeit (AW); Faktor: 0.15⁹⁸

Anzahl der Populationen (PA); Faktor: 0.3 / 0.4⁹⁹

Einzelstämmchenzahl der Populationen (IP); Faktor: 0.15/ 0.20¹⁰⁰

Habitat-Natürlichkeit (HN); Faktor: 0.25

Habitat-Größe (HG); Faktor: 0.1

Distanz der Populationen (PD) Faktor: 0.05

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

A: =2.4

B: 1, 7 - < 2,4

C: <1.7

92.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Rangordnung der Indikatoren:

- 1.) Anzahl der gefundenen Populationen (PAG) ; Faktor: 0.6 .
- 2.) Anteil der potenziellen bzw. aktuellen Habitate (HAG); Faktor: 0.2
- 3.) Gefährdungssituation im Gebiet (GG); Faktor: 0.2

⁹⁸ Indikator "Wiederholte Auffindbarkeit" und sein Gewichtungsfaktor gilt nur für Populationen mit historischen Angaben. Falls es sich um einen Neufund handelt ist dieser Indikator nicht zu rechnen dafür werden die Indikatoren PA und IP mit 0.4 bzw. 0.2 anstelle von 0.3 und 0.15 gerechnet.

⁹⁹ Siehe vorangehende Fußnote

¹⁰⁰ siehe vorletzte Fußnote

93 1396 NOTOTHYLAS ORBICULARIS [(SCHWEIN.) SULL.]

93.1 Schutzobjektsteckbrief

93.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Kugel-Hornmoos,

Synonymie: *Targionia orbicularis* SCHWEINITZ

93.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Anthocerotopsida , Anthocerotales, Notothyladaceae

Merkmale: überwiegend nach WEDDELING et al. (2003), MÜLLER (1954), SCHUSTER (1992).

Gametophyt: *Nothothylas orbicularis* besteht aus einem sehr kleinen, durchschnittlich nur 5-7 mm großen, gelbgrünen, gelappten, rosettenförmigen Thallus. Ölkörper sind nicht bekannt. Die Zahl der Chromosomen beträgt $n=5$. Die Art ist monözisch.

Sporophyt: Die ovalen, 1-5 mm langen Sporogone liegen paarweise dem Thallus flach auf. Sie sind bis zur Reife von einem länglich ovalen Perichaetium umgeben. Die aufrechten Kapseln haben eine länglich-ellipsoide, zusammengedrückte Form. Die Sporen sind 35-42 μm groß, glatt und hellgelb bis gelbgrün und reifen in Mitteleuropa im Herbst zwischen September und Oktober. Die Elateren sind kugelig bis oval und 35-50 μm lang. Die glatten, gelbgrünen Sporen sind 35 μm groß.

93.1.3 Biologie

Nothothylas orbicularis ist eine kurzlebige Art. Sie lebt in Symbiose mit stickstofffixierenden Blaualgen, meist aus der Gattung *Nostoc*.

Nothothylas orbicularis ist häufig mit verschiedenen *Anthoceros*- , *Phaeoceros*- und *Riccia*- Arten vergesellschaftet (DÜLL & MEINUNGER, 1989; RAEYMAEKERS, 1990; MEINUNGER, 1992; SCHUSTER, 1992; WEDDELING, 2002). DIERSEN (2001) ordnet die Art bryosoziologisch dem *Riccio-Anthocerotetum* bzw. dem *Phascion cuspidati* zu.

93.1.4 Autökologie

Nothothylas orbicularis besiedelt vegetationsfreie, lehmig bis tonige, kalkfreie Störstellen unterschiedlichster Art. Als ursprüngliche Standorte der Art können offene Böden an Ufern von Flüssen und Seen und Alluvialböden gelten. Heute kommt die Art vor allem an Sekundärstandorten vor. Dies sind vor allem extensiv bewirtschaftete Äcker (Getreide- und Kartoffelfelder) sowie offene Erdstellen in Gärten (MÜLLER, 1954; SCHUSTER, 1992; SAUKEL & KÖCKINGER, 1999; WEDDELING et al., 2003).

Entsprechend dem Vorkommen der Begleitarten (siehe 1.3) ist im Pannonischen Raum ein Wachstum auch im Winterhalbjahr zu erwarten.

Die Art kann bevorzugt in folgenden FFH-Lebensraumtypen vorkommen: 3130 (Annuellenflur wechselfeuchter Lebensräume), 3230 (Alpenflüsse mit feinschlickreichem Ufer), 3270 (Naturnahe Fließgewässer mit schlammigen Flussufern der planaren bis submontanen Höhenstufe), 6440 (Brenndolden-Auenwiesen).

93.1.5 Populationsökologie

Nothothylas orbicularis kann aufgrund des Lebensrhythmus, der großen Sporen und der besiedelten Standorte als 'annual shuttle species' eingestuft werden (DURING, 1979; 1992; DIERßEN, 2001).

Die kurzlebige Art ist sehr unstat und besitzt starke jährliche Populationsschwankungen. In nassen Jahren kann sie hohe Dichten erreichen, in trockenen Jahren dagegen komplett ausfallen (WEDDELING et al., 2003).

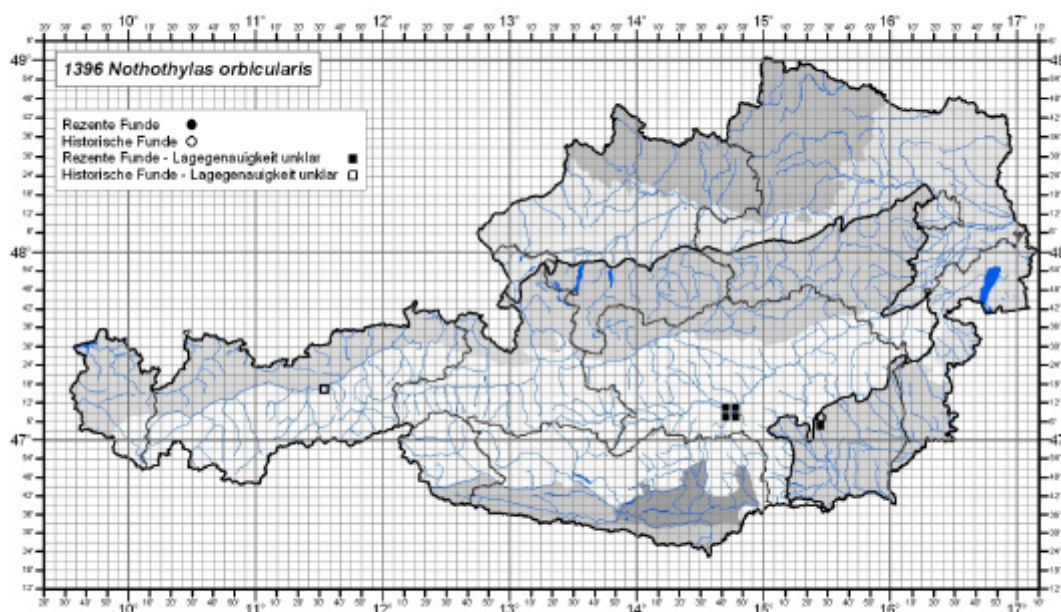
93.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Nothothylas orbicularis* hat ein subozeanisch-submediterranes Areal (DÜLL, 1983). Die Art ist in Nordamerika relativ weit verbreitet (SCHUSTER, 1992). Sie kommt im Süden Amerikas bis nach Kolumbien und Mexiko vor, diese Angaben sind aber umstritten. Daneben kommt sie in Zentralafrika und in Teilen Asiens (Japan, Korea, China, Indien) und disjunkt in Europa vor (SÖDERSTRÖM et al., 2002).

Europa: Innerhalb Europas ist *Nothothylas orbicularis* auf die collinen bis montanen Regionen Mitteleuropas beschränkt. Die Art ist nur von wenigen Fundorten bekannt. In den EU 15-Staaten wurde sie außer in Österreich nur in Deutschland und Italien gefunden. Aus dem übrigen Europa gibt es nur noch neuere Funddaten aus Tschechien (SÖDERSTRÖM, et al. 2002).

Nothothylas orbicularis wird in der Referenzliste der kontinentalen Region geführt.

Österreich: In Österreich geben SAUKEL & KÖCKINGER (1999) die Art für Tirol, Steiermark und Niederösterreich an. Aktuelle Fundmeldungen gibt es nur aus der Steiermark, ein Vorkommen in anderen Bundesländern (z.B. Burgenland) ist höchst wahrscheinlich. Die Fundortsdichte ist stark von der Bearbeitung einer Region durch ansässige Bryologen bestimmt.



Stand: März 2004

umweltbundesamt

93.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: EU: endangered (SCHUMACKER & MARTINY, 1995)

Österreich: vom Aussterben bedroht (SAUKEL & KÖCKINGER, 1999)

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Gefährdungsursachen: Eine deutliche Gefährdung der Art ergibt sich aus der landwirtschaftlichen Praxis der Feldbewirtschaftung in den letzten drei Jahrzehnten. Immer kürzere Fruchtfolgen, rasches Umackern nach der Ernte, die Einsaat von Zwischenfrüchten und der damit verbundene erhöhte Umbruch der Bodenkrume, sowie der verstärkte Herbizid- und Düngemiteleinsatz sind als Hauptkriterien eines deutlichen Rückganges der Art in der Kulturlandschaft zu nennen (siehe auch ZECHMEISTER et al, 2002).

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Eine Extensivierung vor allem auf Getreideanbauflächen in potenziellen Wuchsgebieten kann hier eine Abhilfe in Bezug auf die Populationsdichten bewirken. Als optimal müssen ein- bis zweijährige Brachen eingestuft werden. Diese Brachetypen sind generell moosartenreich und haben das höchste Besiedlungspotenzial für relativ konkurrenzschwache Arten wie *Nothothylas orbicularis* (ZECHMEISTER & MOSER, 2001; ZECHMEISTER et al., 2003).

93.1.8 Verantwortung

Da die Art nur in drei EU-Staaten vorkommt muss die Verantwortung Österreichs in Bezug auf den Erhalt der Art als "groß" eingestuft werden.

Ein Problem in der Beurteilung stellen allerdings die geringen Erfassungsdaten, bzw. deren ungleiche Erfassungsdichte dar.

93.1.9 Kartierung

Gezielte Nachsuche in potenziellen Habitaten könnte weitere Fundpunkte bringen. Ein gezieltes wissenschaftlich fundiertes Monitoring von Bracheflächen vor allem in collinen, pannonischen und illyrischen Gebieten wird angeraten.

Die Anzahl der einzelnen Thalli wird bei geringmächtigen Beständen gezählt, bei größeren Populationen in Zehnerschritten geschätzt, ähnlich wird mit der Erhebung der Populationsgrößen (Anzahl der Einzelpopulationen) verfahren.

Nothothylas orbicularis wächst als Einzelthallus. Für Thalli mit geringer Entfernung (< 10 cm) können die Voraussetzungen von Populationen angenommen werden (z.B. regulärer Genaustausch etc.; siehe SILVERTON, 1982; URBANSKA 1992). Bei größeren Entfernungen muss bereits von Metapopulationen ausgegangen werden.

Der Kartierungsaufwand bezieht sich auf die Methode des "random-walk" in einem für das Vorkommen der Art potentiell geeignetem Habitat.

93.1.10 Wissenslücken

Die Verbreitungs- und Bestandesdokumentation dieser Art ist äußerst schlecht. Abgesehen von einer lückenhaften, allgemeinen bryofloristischen Kartierung, ist diese Art aufgrund ihres relativ kurzen Lebenszyklus auch schwierig zu erfassen.

Wissenschaftlich basiertes Monitoring (SÖDERSTRÖM & GUNNARSSON, 2003; KARALL & ZECHMEISTER, 1999) und populationsökologische Untersuchungen sollten zum besseren Verständnis der Art beitragen und weitere Anhaltspunkte für einen gezielten Artenschutz liefern.

93.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein

- DIERßEN, K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. - *Bryophytorum Bibliotheca* 56, Cramer, Stuttgart, p. 1-289
- DÜLL, R. & MEINUNGER, L. (1989): Deutschlands Moose. Die Verbreitung der deutschen Moose in der BR Deutschland und in der DDR, ihre Höhenverbreitung, ihre Arealtypen, sowie Angaben zum Rückgang der Arten. 1. Teil. Anthocerotae, Marchantiatae. Bryatae: Sphagnidae, Andreaeidae, Bryidae: Tetraphidales - Pottiales. - Bad Münstereifel-Ohlerath (IDH- Verl.) 368 S.
- DÜLL, R. (1983): Distribution of the European and Macaronesian Liverworts (Hepaticophytina). - *Duisburg (Duell)* - *Bryologische Beiträge* 2, 115 p.
- DURING, H.J. (1979): Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. - *Lindbergia* 5(1): 2-18.
- DURING, H.J. (1992): Ecological classifications of bryophytes and lichens. - In: BATES, J.W. & FARMER, A.M.: *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. - Oxford (Clarendon Pr.) p. 1-31.
- KARALL A. & ZECHMEISTER H.G. (1999): Monitoring bryophytendominierter Bestände unter Anwendung digitaler Methoden. In: ZECHMEISTER H.G. (Hrsg.) : *Bryologische Forschung in Österreich*. - *Abh. Zoolog.-Bot. Ges. Wien* : 111-117.
- MEINUNGER, L. (1992): Florenatlas der Moose und Gefäßpflanzen des Thüringer Waldes, der Rhön und angrenzender Gebiete - Textteil. - Jena (Thüringische Botanische Gesellschaft) - *Hausknechtia Beiheft* 3(1), 1-423.
- MEINUNGER, L. (1992): Florenatlas der Moose und Gefäßpflanzen des Thüringer Waldes, der Rhön und angrenzender Gebiete - Kartenteil. - Jena (Thüringische Botanische Gesellschaft) - *Hausknechtia Beiheft* 3(2), 1-836.
- MÜLLER, K. (1954): Die Lebermoose Europas. Eine Gesamtdarstellung der europäischen Arten. 3. Aufl. - In: RABENHORST, G.L. [Begr.]: *Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz*. Bd. VI. - Leipzig 1365 S.
- RAEYMAEKERS, G. (1990): Lower plants: mosses and liverworts. - In: Council of Europe - Conseil de l'Europe [Ed.]: *Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Revision of Appendix I. Non vascular plants*. - Strasbourg (Mscr.) p. 21-52.
- SCHUMACKER, R. & MARTINY, P. (1995): Part 2: Threatened bryophytes in Europe including Macaronesia. - In: European Committee for Conservation of Bryophytes [Ed.]: *Red Data Book of European Bryophytes*. - Trondheim (The European Committee for Conservation of Bryophytes) p. 29-193.
- SCHUSTER, R.M. (1992): The Hepaticae and Anthocerotae of North America east of the hundredth meridian - Volume VI. - Chicago, Ill. (Field Museum of Natural History) XVII + 937 S.
- SILVERTON, J. 1982. *Introduction to Plant Population Ecology*. Longman. Harlow.
- SÖDERSTRÖM, L. & GUNNARSSON, U. 2003 (eds.). *Life History Strategies. A Catalogue of Population Biology Parameters for Bryophytes occurring in North-Western Europe*. - Manual. In press.
- URBANSKA, K.M. 1992. *Populationsbiologie der Pflanzen*. Gustav Fischer. Jena.
- WEDDELING, K. . 2002. Bericht über die Notothylas Exkursion 27.-29. 09. 2002 in Hessen. - *Bryologische Rundbriefe* 59: 1-3.
- WEDDELING, K., LUDWIG, G. & HACHTEL, M. (2003): Die Moose (Bryophyta, Marchantiophyta, Anthocerophyta) in der FFH-Richtlinie. In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., SSYMANK, A., BOYE, P., BLESS, R., HAUKE, U., LUDWIG, G. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): *Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland*. – Münster (Landwirtschaftsverlag) – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69, ca. 1100 S. in Vorbereitung.

ZECHMEISTER H.G. & MOSER D. (2001): The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species richness. - *Biodiversity and Conservation* 10: 1609-1625.

ZECHMEISTER H.G., TRIBSCH A., MOSER, D. & PETERSEIL J. (2003): Biodiversity ‚hot-spots‘ for bryophytes in landscapes dominated by agriculture in Austria. - *Agriculture, Ecosystem and Environment* 94: 159-167.

ZECHMEISTER H.G., TRIBSCH A., MOSER D. & WRBKA, T. (2002): Distribution of endangered bryophytes in Austrian cultural landscapes. - *Biological Conservation* 103: 173-182.

Mit Österreich Bezug:

ERNET, D. & KÖCKINGER, H. (1998): Die floristische Erforschung der Steiermark und der Schutz wildlebender Pflanzen in der Europäischen Union. - Jahresber. 1997 Landesmuseum Joanneum, N.F. 27: 149-162.

GLOWACKI, J. 1914. Ein Beitrag zur Kenntnis der Moosflora von Steiermark. – Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 50: 179–183.

KELLNER, K. (1987): Neuere wichtige Moos-Funde von J. Futschig +. - Hessische floristische Briefe 36(4): 50-55, 1 Abb., 13 Qu.

KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (1999). Zur Moosflora des Hochobir und seiner näheren Umgebung. – In: Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten (Hrsg.): Der Hochobir. Aus Natur und Geschichte. pp. 263–278. – Klagenfurt.

KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2001): Verbreitung und Ökologie der nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU geschützten Moosarten in Kärnten. - Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 20 S.

MAURER, W. (1985): Neue Beiträge zur Moosflora von Steiermark IV. - *Herzogia* 7(1/2): 299-303.

MÜLLER, K. (1954): Die Lebermoose Europas. Eine Gesamtdarstellung der europäischen Arten. 3. Aufl. - In: Rabenhorst, G.L. [Begr.]: Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Bd. VI. - Leipzig (Geest & Portig) 1365 S.

SAUKEL, J. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Lebermoose (Hepaticae) und Hornmoose (Anthocerotae) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. - In: NIKLFELD, H.: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. - Wien (Austria Medien Service) - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 172-186.

ZECHMEISTER H.G. & MOSER D. (2001): The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species richness. - *Biodiversity and Conservation* 10: 1609-1625.

ZECHMEISTER H.G., TRIBSCH A., MOSER, D. & PETERSEIL J. (2003): Biodiversity ‚hot-spots‘ for bryophytes in landscapes dominated by agriculture in Austria. - *Agriculture, Ecosystem and Environment* 94: 159-167.

ZECHMEISTER H.G., TRIBSCH A., MOSER D. & WRBKA, T. (2002): Distribution of endangered bryophytes in Austrian cultural landscapes. - *Biological Conservation* 103: 173-182.

Wichtige österreichische Datenquellen

Private Herbarien: KÖCKINGER, H. (Weißkirchen / Graz)

Österreichische Moosdatenbank (Salzburg)

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich :

Köckinger, H. (Weißkirchen / Graz); Saukel, M (Wien); Suanjak, M (Graz); Zechmeister, H. (Wien);

93.2 Indikatoren

93.2.1 Indikatoren für die Population

Habitatindikatoren	A	B	C
Eigenschaften des Habitats (HE)	2-3 jährige Brache nach extensiver Bewirtschaftung; schlammige Ufer von Seen im Tiefland	Jährlich, aber extensiv bewirtschaftete Fläche, max. zweimaliger Umbruch im Jahr; offene Stellen in Gärten	Jährlich, mäßig bis intensiv bewirtschaftete Fläche, oder Langzeitbrache
Populationsindikatoren	A	B	C
Anzahl der Populationen in einem potenziellen Habitat (PA)	>10	3-10	<3
Populationsgrößen (PG)	> 20 einzelne Thalli	5-20 einzelne Thalli	< 5 einzelne Thalli
Kontinuität des Nachweises von Populationen an Standorten für die es historische Belege gibt (AW) ¹⁰¹	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen über mehr als 100 Jahre hinweg	Mehrfache Bestätigung eines Fundpunktes	Einmalige Bestätigung eines historischen Fundes seit 1970
Kartierungsaufwand bis zum Auffinden von Populationen in einem potenziellen Habitat (AK) ¹⁰²	<30 Min.	30-90 Min.	>90 Min.

93.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Habitatindikatoren	A	B	C
Anteil der potenziellen Habitate in einem Gebiet (HAG)	> 20 % der Ackerflächen eines Gebietes	5-20 % der Ackerflächen eines Gebietes	< 5 % der Ackerflächen eines Gebietes
Anzahl der Populationen in einem Gebiet (PAG) ¹⁰³	mind. 4 Standorte pro Quadrant / 3 Standorte pro Gebiet	mind. 2 Standorte pro Grundfeld / 2 Standorte pro Gebiet	Populationen in < 10 % aller Quadranten im zu untersuchenden Gebiet / 1 Standort pro Gebiet
Einstufung der Gefährdungssituation im Gebiet	keine Gefährdungen ersichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend);	geringfügige Gefährdungen	Populationen gefährdet (oder rückgängig)

¹⁰¹ Dieser indirekte Indikator untersucht die Stabilität von bestehenden Populationen. Da die einzelnen Thalli selbst kurzlebig sind, kann über diesen Faktor die Funktionalität der Metapopulation ermittelt werden. Werden Bestände regelmäßig über einen langen Zeitraum hinweg aufgefunden, kann von einer hohen Stabilität bzw. Überlebensdauer der Population ausgegangen werden. Dieser Faktor gilt nur an Primärstandorten.

¹⁰² Indirekter Indikator, der bei nicht flächendeckender, eingehender Untersuchung herangezogen werden kann. Dabei handelt es sich um eine gezielte Suche von einzelnen Thalli in adäquaten Habitaten.

¹⁰³ Bei großen Untersuchungsgebieten gelten die Quadranten / Grundfeldangaben, sonst die Gebietswerte.

93.3 Bewertungsanleitung

Für die Bewertungserstellung wurde der Weg der Gewichtung der Indikatoren gewählt (siehe auch FISCHER et al., 2001). Die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Indikatoren beträgt 1.

Populationsindikatoren sind Primärindikatoren, und stehen demnach in der Bewertung stets über den Habitatindikatoren. Habitatindikatoren sind einerseits als Richtlinie für das potenzielle Vorkommen von Populationen zu sehen, bzw. auch als Indikator für das langfristige Überleben bzw. künftige Entwicklung von bestehenden Populationen zu betrachten.

Indirekte Indikatoren können sowohl Habitat- als auch Populationsindikatoren sein und in Einzelfällen einen sehr hohen Stellenwert besitzen.

93.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Gewichtungsfaktoren:

Wiederholte Auffindbarkeit (AW); Faktor: 0.1¹⁰⁴

Anzahl der Populationen (PA); Faktor: 0.5 / 0.6¹⁰⁵

Anzahl der Thalli pro Populationen (IP); Faktor: 0.2

Habitat-Eigenschaften (HE); Faktor: 0.2

Falls aufgrund von Stichprobenerhebung keine detaillierten (flächendeckenden) Populationsdaten zur Verfügung stehen (Punkte 2, 3) ist anstelle von PA der Kartierungsaufwand (AK) heranzuziehen und mit Faktor 0.5 zu bewerten.

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

A: =2.4

B: 1,7 - < 2,4

C: <1.7

93.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Rangordnung der Indikatoren:

1.) Anzahl der gefundenen Populationen (PAG); Faktor: 0.7 .

2.) Anteil der potenziellen Habitate (HAG); Faktor: 0.2

3.) Gefährdungssituation im Gebiet (GG); Faktor: 0.1

¹⁰⁴ Indikator "Wiederholte Auffindbarkeit" und sein Gewichtungsfaktor gilt nur für Populationen mit historischen Angaben. Falls es sich um einen Neufund handelt ist dieser Indikator nicht zu rechnen dafür wird der Indikator PA mit 0.6 anstelle von 0.5 gerechnet.

¹⁰⁵ Siehe vorangehende Fußnote

94 1399 TAYLORIA RUDOLPHIANA [(GAROV.) B. & S.]

94.1 Schutzobjektsteckbrief

94.1.1 Schutzobjekt

Deutscher Name: Rudolph-Halsmoos

Synonyme: *Eremodon rudolphianus* HORNSCH., *Splachnum rudolphianum* GAROV.

94.1.2 Identifikation

Systematische Stellung: Bryopsida, Funariales, Splachnaceae

Merkmale: Überwiegend nach MÖNKEMAYER (1927), FRAHM & FREY (1992)

Gametophyt: *Tayloria rudolphiana* ist ein im Vergleich zu den anderen Arten der Gattung kräftiges Moos. Die unverzweigten Stämmchen werden bis über 4 cm hoch. Die Blätter sind verkehrt-eilänglich und in der Spitze grob gezähnt. Die Rippe ist im oberen Teil rötlich und austretend. Die Laminazellen sind dünnwandig und rhombisch, nur an der Basis verlängert.

Sporophyt: Die Seta ist bis 2 cm hoch und gelbrot. Die Kapsel ist länglich-keulenförmig, gelb und im Alter braun. Die Peristomzähne sind im trockenen Zustand nach außen umgebogen. Der Deckel ist hoch-kegelig.

94.1.3 Biologie

Tayloria rudolphiana wächst in lockeren Rasen und bildet regelmäßig Sporophyten aus.

Wenngleich es für diese Art aufgrund ihrer Seltenheit keine konkreten Befunde gibt, werden für *Splachnaceae* im allgemeinen enge Beziehungen zu koprophagen Insekten angenommen. Insekten spielen vor allem für die Verbreitung der Diasporen eine Rolle. Diese Entomophilie beeinflusste morphologische und biochemische Faktoren in der Evolution der Pflanzen (KOPONEN, 1990).

94.1.4 Autökologie

Tayloria rudolphiana wächst auf Exkrementen von Raubtieren (meist Gewöllen von Raubvögeln) meist auf dicken Ästen alter Bergahorne, die von *Leucodon sciuroides* bedeckt sind, selten auf Holz und bemoostem Fels, einmal auf einem menschlichen Oberarmknochen. Vereinzelt wurde diese Art auch an anderen Baumarten und nitrifizierten Schindeldächern gefunden. (KÖCKINGER & SUANJAK, 2001).

Das Vorkommen in Lebenstraumtypen der FFH-Richtlinie ist möglich (z.B. 6520-Berg-Mähwiesen mit Einzelbäumen), wird aber von einer Vielzahl anderer Faktoren bestimmt, die nicht vom Habitat im engeren Sinne abhängen.

94.1.5 Populationsökologie

Die Substratverfügbarkeit beeinflusst natürlich die Verbreitung. Die Populationsgrößen selbst sind substratlimitiert.

Tayloria rudolphiana ist in Bezug auf ihre Lebensstrategie als klassische "perennial shuttle species" anzusprechen. Aufgrund der Sporengröße ist ein langfristiges Überdauern in der Diasporenbank möglich.

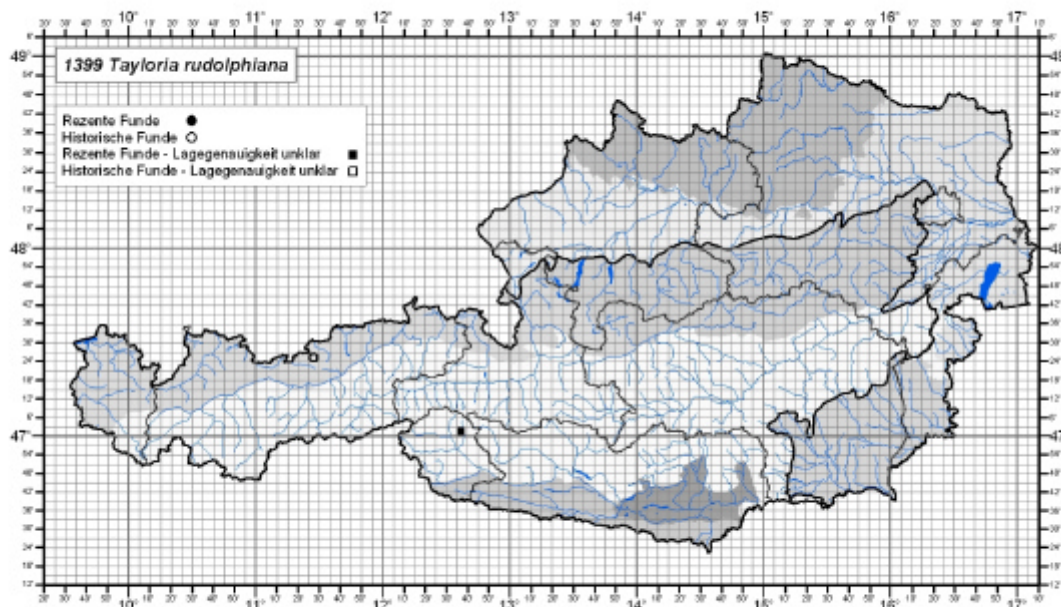
94.1.6 Verbreitung und Bestand

Gesamtverbreitung: *Tayloria rudolphiana* ist eine in den Alpen endemische Art und kommt nur in Österreich, der Schweiz und in Deutschland vor.

Die Art bevorzugt hochmontane bis subalpine Lagen, von ca. 850 bis 1700 m (STEWART et al., 1993; GRIMS et al., 1999; KÖCKINGER & SUANJAK, 2001).

Europa: Innerhalb der EU 15 wird die Art in Deutschland und Österreich (alpine biogeographische Region) angegeben.

Österreich: In Österreich ist *Tayloria rudolphiana* historisch nur von wenigen Stellen in den Nördlichen Kalkalpen und niederschlagsreichen Zentralalpentälern nördlich des Alpenhauptkammes bekannt geworden. Nach 1945 wurde die Art nur zwei mal in Tirol nachgewiesen, einmal im Karwendel und einmal im NP Hohe Tauern.



Stand: März 2004

umweltbundesamt®

94.1.7 Gefährdung und Schutz

Einstufung: EU: vulnerable

Österreich: vom Aussterben bedroht (GRIMS & KÖCKINGER, 1999)

Schutzstatus: Anhang II der FFH-Richtlinie

Grundsätze für mögliche Pflege- und Managementmaßnahmen: Standorte mit in jüngerer Zeit nachgewiesenen Populationen sollten unbedingt vor weitläufigen Veränderungen bewahrt werden. Dabei ist auch der Schutz aller Zönosen zu berücksichtigen, da Koprophyten natürlich auch auf ihr Substrat angewiesen sind.

94.1.8 Verantwortung

Österreich hat als eines der drei Länder mit Vorkommen dieser Art höchste Verantwortung in Bezug auf den Erhalt der Art.

94.1.9 Kartierung

Gezielte Kartierung nitrophiler Standorte (Kot, Kadaver, Bäume mit genannten Strukturen) im weitläufigen Gebiet um bekannte Populationen über mehrere Jahre hinweg wäre sinnvoll. Räumlich nicht vollkommen idente Verbreitungsmuster der Populationen innerhalb bekannter Gebiete sind aufgrund der variablen Substratverbreitung natürlich.

Erhebungsmethoden:

Die Anzahl der Einzelstämmchen wird bei geringmächtigen Beständen gezählt, bei größeren Populationen in Zehnerschritten geschätzt, ähnlich wird mit der Erhebung der Populationsgrößen (Anzahl der Einzelpopulationen) verfahren.

Tayloria rudolphiana wächst meist in kleinen Rasen (Terminologie der Wuchsformen nach MÄGDEFRAU 1969). Eine derartige Einheit, die von anderen klar abgegrenzt werden kann und für die auch alle anderen Voraussetzungen einer Population gelten (regulärer Genaustausch etc.; siehe SILVERTON, 1982; URBANSKA 1992), wird im folgenden als Population bezeichnet.

94.1.10 Wissenslücken

Die Wissenslücken umfassen sowohl Verbreitungs- und Bestandesdokumentation, als auch das Verständnis bzgl. der Biologie und Ökologie der Art.

94.1.11 Literatur und Quellen

Allgemein:

KOPONEN, A. (1990): Entomophily in the Splachnaceae. - Bot. Journal of the Linnean Society 104: 115-127.

MÄGDEFRAU, K. (1969): Die Lebensformen der Laubmoose. Vegetatio 16: 285-297.

MÖNKEMEYER, W. (1927): Die Laubmoose Europas. Andreales - Bryales. - In: Rabenhorst, G.L. [Begr.]: Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Bd. IV. - Leipzig. 960 S.

SILVERTON, J. 1982. Introduction to Plant Population Ecology. Longman. Harlow.

STEWART, N., HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N., RAEMAEEKERS, G., SCHUMACKER, R., SERGIO, C., & URMI, E. (1993): Red Data Book of European bryophytes. Report for WWF. Gland.

URBANSKA, K.M. 1992. Populationsbiologie der Pflanzen. Gustav Fischer. Jena.

Mit speziellem Österreich-Bezug:

BECK, G. (1887): Übersicht der bisher bekannten Kryptogamen Niederösterreichs. - A. Hölder, Wien. pp. 101-118.

DALLA-TORRE, K. W., SARNTHEIN, L. G. v. (1904): Flora der gefürsteten Grafschaft von Tirol, des Landes Vorarlberg und des Fürstentumes Liechtenstein. Bd. 5: Die Moose (Bryophyta). - Innsbruck.

GRIMS, F. & KÖCKINGER, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Laubmoose (Musci) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. - In: NIKLFELD, H.: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. - Wien (Austria Medien Service) - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 157-171.

- GRIMS F., KÖCKINGER H., KRISAI R., SCHRIEBL A., SUANJAK M., ZECHMEISTER H. & EHRENDORFER F. (1999): Die Laubmoose Österreichs. Catalogus Florae Austriae, II. Teil, Bryophyten (Moose), Heft 1, Musci (Laubmoose). Biosystematics and Ecology Series No. 15. Österreichische Akademie der Wissenschaften. 418. S.
- HOLLER, A. (1906): Beiträge und Bemerkungen zur Moosflora von Tirol und der angrenzenden bayerischen Alpen. -Ber. Naturwiss.-Med. Ver. Innsbruck 29: 71-108.
- JURATZKA, J. (1882): Die Laubmoosflora von Oesterreich-Ungarn. Wien: Zoologisch-botanische Gesellschaft.
- KÖCKINGER, H. & SUANJAK, M. (2001): Verbreitung und Ökologie der nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU geschützten Moosarten in Kärnten. Bericht im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung. 20 S.
- KRISAI, R., 1985: Ein Beitrag zur Moosflora des Lungaues in Salzburg. Bryologische Ergebnisse der Lungau-Exkursion der bryologisch-lichenologischen Arbeitsgemeinschaft im September 1981. - Herzogia 7: 191-209.
- LIMPRICHT, K. G. 1895. Die Laubmoose Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Band 2 853 p, – Kummer, Leipzig.
- SAUTER, A. E. (1870): Flora des Herzogthumes Salzburg. III. Theil. Die Laubmoose. Mitt. Ges. Salzburger Landeskunde 10: 23-104.
- SCHEFCZIK, J., (1969): Die bryologische Sammlung des Steiermärkischen Landesmuseums Joanneum in Graz. Ein Nachweis von Moosarten der Steiermark und ihren Fundorten. -Graz: Abt. Bot. Landesmus. Joanneum.
- WALLNÖFER, A. (1889): Die Laubmoose Kärntens. Jahrb. Naturhist. Landesmus. Kärnten 20: 1–155.

Wichtige österreichische Datenquellen

Öffentliche Herbarien GZU, LI, W, WU,

Private Herbarien : Schröck, C. (Salzburg); Kartei GRIMS

Wichtige Kontaktpersonen und Experten für die Art in Österreich :

Schröck, C. (Salzburg); Köckinger, H. (Weißkirchen); Grims, F. (Taufkirchen/Pram)

94.2 Indikatoren

94.2.1 Indikatoren für die Population

Populationsindikatoren	A	B	C
Anzahl der Populationen in einem potenziellen Habitat (PA)	>3	2-3	1
Populationsgrößen (PG)	> 20 Einzelstämmchen	10-20 Einzelstämmchen	<10 Einzelstämmchen
Kontinuität des Nachweises von Populationen an Standorten, für die es historische Belege gibt (AW) ¹⁰⁶	Auffindbarkeit von Populationen in regelmäßigen Abständen über mehr als 100 Jahre hinweg	Mehrfache Bestätigung eines Fundpunktes	Einmalige Bestätigung eines historischen Fundes seit 1970

¹⁰⁶ Dieser indirekte Indikator untersucht die Stabilität von bestehenden Populationen. Da die Einzelstämmchen selbst kurzlebig sind, kann über diesen Faktor die Funktionalität der Metapopulation ermittelt werden. Werden Bestände regelmäßig über einen langen Zeitraum hinweg aufgefunden, kann von einer hohen Stabilität bzw. Überlebensdauer der Population ausgegangen werden.

94.2.2 Indikatoren für das Gebiet

Summarischer Wert der Erhaltungszustände der Populationen (SAZ)

A: >75% der Einzelpopulationen wurden mit A bewertet

B: 50-75% der Einzelpopulationen im Gebiet haben Erhaltungszustand A

C: >75% der Einzelpopulationen im Bestand haben Erhaltungszustand C

Einstufung der Gefährdungssituation im Gebiet (GG):

C. keine Gefährdungen ersichtlich (bzw. Populationen stabil bzw. sich ausdehnend);

D. geringfügige Gefährdungen;

C: Populationen gefährdet (oder rückgängig)

94.3 Bewertungsanleitung

Für die Bewertungserstellung wurde der Weg der Gewichtung der Indikatoren gewählt (siehe auch FISCHER et al., 2001). Die Summe der Gewichtungsfaktoren aller Indikatoren beträgt 1.

Populationsindikatoren sind Primärindikatoren, und stehen demnach in der Bewertung stets über den Habitatindikatoren. Habitatindikatoren sind einerseits als Richtlinie für das potenzielle Vorkommen von Populationen zu sehen, bzw. auch als Indikator für das langfristige Überleben bzw. künftige Entwicklung von bestehenden Populationen zu betrachten.

Indirekte Indikatoren können sowohl Habitat- als auch Populationsindikatoren sein und in Einzelfällen eine sehr hohen Stellenwert besitzen.

94.3.1 Bewertungsanleitung für die Population

Gewichtungsfaktoren:

Wiederholte Auffindbarkeit (AW); Faktor: 0.4¹⁰⁷

Anzahl der Populationen (PA); Faktor: 0.5 / 0.8¹⁰⁸

Anzahl der Einzelstämmchen pro Populationen (IP); Faktor: 0.1

GESAMTBEWERTUNG POPULATION / HABITAT

A: =2.4

B: 1,7 - < 2,4

C: <1.7

94.3.2 Bewertungsanleitung für das Gebiet

Rangordnung der Indikatoren:

1.) Summer Erhaltungszustand der Populationen (SAZ); Faktor: 0.9 .

2.) Gefährdungssituation im Gebiet (GG); Faktor: 0.1

¹⁰⁷ Indikator "Wiederholte Auffindbarkeit" und sein Gewichtungsfaktor gilt nur für Populationen mit historischen Angaben. Falls es sich um einen Neufund handelt ist dieser Indikator nicht zu rechnen dafür wird der Indikatoren PA mit 0.8 anstelle von 0.5 gerechnet

¹⁰⁸ siehe vorangehende Fußnote