



lebensministerium.at

Aquatische Neobiota in Österreich

Stand 2013





Unser Leitbild / *Our Mission*

lebensministerium.at

Nachhaltig für Natur und Mensch / *Sustainable for nature and mankind*

Lebensqualität / *Quality of life*

Wir schaffen und sichern die Voraussetzungen für eine hohe Qualität des Lebens in Österreich. / *We create and we assure the requirements for a high quality of life in Austria.*

Lebensgrundlagen / *Bases of life*

Wir stehen für vorsorgende Erhaltung und verantwortungsvolle Nutzung der Lebensgrundlagen Boden, Wasser, Luft, Energie und biologische Vielfalt. / *We stand for a preventive conservation as well as responsible use of soil, water, air, energy and biodiversity.*

Lebensraum / *Living environment*

Wir setzen uns für eine umweltgerechte Entwicklung und den Schutz der Lebensräume in Stadt und Land ein. / *We support an environmentally friendly development and the protection of living environments in urban and rural areas.*

Lebensmittel / *Food*

Wir sorgen für die nachhaltige Produktion insbesondere sicherer und hochwertiger Lebensmittel und nachwachsender Rohstoffe. / *We ensure sustainable production in particular of safe and high-quality food and of renewable resources*

Impressum

Medieninhaber, Herausgeber, Copyright:
Bundesministerium für Land- und
Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft,
Sektion VII Wasser
Marxergasse 2, 1030 Wien

Alle Rechte vorbehalten

Gesamtkoordination:

Mag. Gisela Ofenböck
Abt. VII/1 Nationale Wasserwirtschaft

AutorInnen:

Makrophyten:
Mag. Karin Pall
DI Dr. Veronika Mayerhofer
Mag. Stefan Mayerhofer
Systema GmbH, Wien

Makrozoobenthos:

Univ. Prof. i. R. Dr. Otto Moog
DI Patrick Leitner
DI Thomas Huber
Universität für Bodenkultur, Inst. f. Hydro-
biologie und Gewässermanagement

Fische:

FM Wolfgang Hauer
Florian Keil, Msc. BA
Mag. Dr. Reinhard Hauns Schmid
Bundesamt für Wasserwirtschaft, Inst. für
Gewässerökologie, Fischereibiologie und
Seenkunde

**Besonderer Dank für die Bereitstellung
von Fotomaterial geht an Wolfgang Hauer,
Wolfram Graf, Karin Pall, Michael Hohla,
Hubert Blatterer und Klaus van de Weyer.**

Wien, August 2013

VORWORT

Neobiota sind Tierarten oder Pflanzenarten die von Natur aus nicht in Österreich vorkommen, sondern erst mit Hilfe des Menschen zu uns gekommen sind.

Eine wichtige Rolle bei der Einführung der Neobiota spielt der menschliche Handel und Verkehr. Mit der Entdeckung Amerikas durch Christoph Kolumbus setzte ein weltweiter Austausch von Waren und Menschen in zuvor nie dagewesenem Ausmaß ein. Damit begann auch erstmals in großem Maßstab die Verbreitung von Pflanzen- und Tierarten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete. Das Jahr 1492 gilt daher als "Stichtag" für die Definition von Neobiota.

Bei den meisten Tier- und Pflanzenarten ist die Einfuhr beabsichtigt geschehen, z.B. durch Import von Zier- und Nutzpflanzen oder durch Besatz der Gewässer mit Fischen und Krebsen. Viele Arten wurden aber auch als „blinde Passagiere“ unbeabsichtigt (z.B. durch die Verschleppung von Pflanzensamen mit Handelsgütern oder von Larvenstadien im Ballastwasser von Schiffen) eingeschleppt oder sind aktiv in unsere Gewässer eingewandert. Künstliche Wasserwege, wie etwa der 1992 in Betrieb genommene Rhein-Main-Donaukanal stellen dabei wichtige Einwanderungspfade dar.

Besonders in den beiden letzten Jahrzehnten häufen sich die Entdeckungen neuer, nicht heimischer Tier- und Pflanzenarten in Österreichs Flüssen und Seen. Nach bisherigen Erkenntnissen sind weniger die natürlichen Ausbreitungstendenzen, sondern die menschlichen Aktivitäten daran schuld. Der Mensch bewirkt diese Entwicklung nicht nur durch direktes Handeln (bewusstes Einbürgern, Aussetzen unbequem gewordener „Haustiere“ etc.), sondern auch indirekt durch die Veränderung seiner Umwelt. Gewässerverschmutzung, technisch-monoton ausgeführter Wasserbau und Stauhaltungen begünstigen die Ausbreitung und Etablierung der Neobiota.

Nur wenige neue Arten können in unserem Klima selbständig überleben und sich weiter ausbreiten. Manche Arten sind zwar weit verbreitet, aber harmlos, andere – sogenannte invasive Arten - können aber das Gefüge des Ökosystems verändern und dabei die eingesessene Fauna und Flora gefährden. Auch die Folgen des Klimawandels spielen möglicherweise zukünftig eine wesentliche Rolle. Die Untersuchungen lassen den Schluss zu, dass die zumeist wärmeliebenden Neobiota durch die fortschreitende Erwärmung der Gewässer gute Chancen haben, sich zu etablieren bzw. in neue Gebiete vorzudringen.

Neobiota sind auch im Hinblick auf wasserwirtschaftliche Fragen, wie etwa die Beurteilung der Güte und des ökologischen Zustandes von Gewässern ein wichtiges Thema, da sie durch ihr potentiell Massenauftreten die Ergebnisse der herkömmlichen Bewertungsmethoden maskieren und verfälschen können. Die vorliegende Studie beleuchtet die Situation der aquatischen Neobiota in Österreich und porträtiert die bedeutendsten Arten. Sie dient damit als wesentliches Hintergrunddokument für die Ist-Bestandsanalyse 2013, in der gebietsfremde Arten als neuer Belastungstyp in die Analysen aufgenommen werden.

INHALT

1	EINLEITUNG	1
2	ZIELSETZUNG	4
3	METHODIK	5
3.1	Aquatische Neophyta	5
3.2	Aquatische wirbellose Neozoa	6
3.3	Neopisces	6
4	AQUATISCHE NEOPHYTA	8
4.1	Welche aquatischen Neophyta-Arten gibt es in Österreich?	8
4.2	Wann kamen die aquatischen Neophyta nach Mitteleuropa und Österreich?	12
4.3	Woher kommen die aquatischen Neophyta?	13
4.4	Wie kamen die aquatischen Neophyta nach Österreich?	13
4.5	Welche Lebensräume besiedeln die aquatischen Neophyta in Österreich?	15
4.6	Wo kommen aquatische Neophyta in Österreich vor?	16
4.7	Sind alle aquatischen Neophyta in Österreich bereits etabliert?	16
4.8	Gibt es invasive aquatische Neophyta in Österreich?	17
4.8.1	Akut invasive aquatische Neophyta in Österreich	17
4.8.2	Potentiell invasive aquatische Neophyta in Österreich	18
4.9	Besprechung der invasiven und potentiell invasiven aquatischen Neophyta	19
4.9.1	<i>Bidens frondosa</i> (Schwarzfrucht-Zweizahn)	19
4.9.2	<i>Cabomba caroliniana</i> (Karolinen-Haarnixe)	21
4.9.3	<i>Elodea canadensis</i> und <i>Elodea nuttallii</i> (Kanada- und Nuttall-Wasserpest)	24
4.9.4	<i>Epilobium ciliatum</i> (Amerika-Weidenröschen)	27
4.9.5	<i>Fallopia japonica</i> , <i>Fallopia sachalinensis</i> und <i>Fallopia x bohemica</i> (Japan-, Sachalin- und Bastard-Flügelknöterich)	29
4.9.6	<i>Glyceria striata</i> (Streifen-Schwadengras)	32
4.9.7	<i>Helianthus tuberosus</i> (Topinambur)	34
4.9.8	<i>Heracleum mantegazzianum</i> (Riesen-Bärenklau)	37
4.9.9	<i>Impatiens glandulifera</i> (Drüsen-Springkraut)	40
4.9.10	<i>Myriophyllum heterophyllum</i> (Verschiedenblatt-Tausendblatt)	43
4.9.11	<i>Rudbeckia laciniata</i> (Schlitzblatt-Sonnenhut)	45
4.9.12	<i>Solidago canadensis</i> und <i>Solidago gigantea</i> (Kanada- und Riesen-Goldrute)	47
4.9.13	<i>Symphytotrichum lanceolatum</i> und <i>Symphytotrichum novi-belgii</i> (Lanzett- und Neubelgien-Herbstaster)	50
4.10	Wie wirken sich die aquatischen Neophyta auf die Bewertung des ökologischen Zustandes aus?	52
4.11	Wie sieht die Zukunft aus?	52

5	AQUATISCHE WIRBELLOSE NEOZOA	54
5.1	Wissensstand und Datenlage in Österreich	54
5.2	Welche wirbellosen Neozoa - Arten gibt es in Österreich?	54
5.3	Wo kommen aquatische wirbellose Neozoa in Österreich vor?	57
5.4	Dominanz und Häufigkeit der aquatischen wirbellosen Neozoa	61
5.5	Aus welchen Tiergruppen setzen sich die aquatischen Neozoa zusammen?	61
5.6	Woher kommen die aquatischen Neobiota?	61
5.7	Wie kamen die aquatischen Neozoa nach Österreich?	62
5.8	Welche aquatischen Neozoa dominieren die wirbellose aquatische Fauna?	65
5.9	Gibt es invasive aquatische wirbellose Neozoa in Österreich?	65
5.9.1	Akut invasive aquatische wirbellose Neozoa in Österreich	66
5.9.2	Potentiell invasive aquatische Neozoa in Österreich	67
5.9.3	Zufolge Klimaerwärmung potentiell invasive aquatische Neozoa in Österreich	68
5.10	Besprechung ausgewählter wirbelloser Neozoa in Österreich	69
5.10.1	<i>Hypania invalida</i> (Süßwasser-Borstenwurm)	69
5.10.2	<i>Gyraulus parvus</i> (Amerikanisches Posthörnchen)	70
5.10.3	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Neuseeländische Zwergdeckelschnecke)	70
5.10.4	<i>Physella acuta/heterostropha</i> (Blasenschnecken)	74
5.10.5	<i>Corbicula fluminea</i> (Weitgerippten Körbchenmuschel)	76
5.10.6	<i>Dreissena polymorpha</i> (Zebra- und Quagga-Muschel)	77
5.10.7	<i>Chelicorophium curvispinum</i> (Schlickkrebs) und Schwesterarten	78
5.10.8	<i>Crangonyx pseudogracilis</i> (Amerikanischer Flohkrebis)	79
5.10.9	<i>Dikerogammarus villosus</i> (Großer Höckerflohkrebs)	79
5.10.10	Übrige Gammaridae	82
5.10.10.1	<i>Dikerogammarus bispinosus</i>	82
5.10.10.2	<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	82
5.10.10.3	<i>Obesogammarus obesus</i>	82
5.10.10.4	<i>Echinogammarus ischnus</i>	82
5.10.10.5	<i>Echinogammarus trichiatus</i>	83
5.10.10.6	Schwebgarnelen	83
5.10.11	<i>Jaera istri</i> (Donauassel)	84
5.10.12	<i>Atyaephyra desmaresti</i> (Europäische Süßwassergarnele)	84
5.10.13	Flusskrebse	85
5.10.13.1	<i>Pacifastacus leniusculus</i> (Signalkrebs)	85
5.10.13.2	<i>Orconectes limosus</i> (Kamberkrebs)	85
5.10.13.3	<i>Procambarus clarkii</i> (Louisiana Sumpfkrebs, Roter amerikanischer Sumpfkrebs)	86
5.10.14	<i>Eriocheir sinensis</i> (Chinesische Wollhandkrabbe)	86
5.11	Neozoen im Bodensee	87
5.12	Gesamtentwicklung der Neozoa	88
5.13	Aquatische Neozoa und Klima	89

5.14	Wie wirken sich die Neozoa auf die Bewertung der Gewässergüte und des ökologischen Zustandes aus?	90
6	NEOPISCES	92
6.1	Welche gebietsfremden Arten gibt es in Österreich?	92
6.2	Woher kommen die gebietsfremden Arten?	94
6.3	Welche Arten sind als invasiv oder potentiell invasiv einzustufen?	94
6.4	Wie wirken sich die gebietsfremden Arten auf die Bewertung des ökologischen Zustands aus?	95
6.5	Besprechung ausgewählter gebietsfremder Fischarten	96
6.5.1	Flussaale – Anguillidae	96
6.5.1.1	<i>Anguilla anguilla</i> (Aal)	96
6.5.2	Sonnenbarsche – Centrarchidae	99
6.5.2.1	<i>Lepomis gibbosus</i> (Sonnenbarsch)	99
6.5.2.2	<i>Micropterus salmoides</i> (Forellenbarsch)	101
6.5.3	Karpfenfische – Cyprinidae	103
6.5.3.1	<i>Carassius auratus</i> (Goldfisch)	103
6.5.3.2	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Amurkarpfen)	105
6.5.3.3	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Silberkarpfen)	107
6.5.3.4	<i>Pseudorasbora parva</i> (Blaubandbärbling)	109
6.5.4	Stichlinge – Gasterosteidae	111
6.5.4.1	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Dreistacheliger Stichling)	111
6.5.5	Grundeln - Gobiidae	113
6.5.5.1	<i>Neogobius kessleri</i> (Kessler-Grundel)	113
6.5.5.2	<i>Neogobius melanostomus</i> (Schwarzmund-Grundel)	115
6.5.5.3	<i>Neogobius gymnotrachelus</i> (Nackthals-Grundel)	117
6.5.6	Zwergwelse – Ictaluridae	119
6.5.6.1	<i>Ameiurus melas</i> (Schwarzer Zwergwels)	119
6.5.7	Lachsfische - Salmonidae	121
6.5.7.1	<i>Salvelinus namaycush</i> (Amerikanischer Seesaibling)	121
6.5.7.2	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Bachsaibling)	123
6.5.7.3	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Regenbogenforelle)	125
7	ZUSAMMENFASSUNG	127
7.1	Zusammenfassung Neophyta	127
7.2	Aquatische wirbellose Neozoa	129
7.3	Neopisces	130
8	LITERATUR	132
8.1	Neophyta	132
8.2	Aquatische wirbellose Neozoa	139
8.3	Neopisces	150



1 Einleitung

Vorliegende Studie bezeichnet Neobiota als gebietsfremde Arten, welche nach 1492 unter direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind, dort frei leben und selbstreproduzierende Populationen zu bilden im Stande sind (vgl. Essl & Rabitsch 2002, Essl & Walter 2005).

Die Verbreitung von Neobiota durch den Menschen ist eigentlich sehr alt. Beispielsweise wurde bereits in der Steinzeit der ursprünglich mediterrane Nussbaum (*Juglans regia*) bei uns heimisch gemacht; zur Römerzeit fand der aus Asien stammende Karpfen (*Cyprinus carpio*) europaweite Verbreitung. Auch der europäische Seesaibling (*Salvelinus umbla*) wurde schon von Mönchen im Mittelalter als geschätzter Speisefisch in Gewässer besetzt, in denen er ursprünglich nicht vorkam. Solche früh verbreitete Arten gehören zu den Archäozoa und werden hier nicht behandelt. Der Seesaibling ist zudem nicht im gesamten Bundesgebiet gebietsfremd. Dies dürfte auch für den Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus*) zutreffen, der von manchen Autoren im Osten Österreichs zur indigenen Fauna gezählt wird, aber im restlichen Bundesgebiet als regionales Neozoon anzusprechen ist. Auf diese regionalen Neubürger wird trotz einer nicht abzustreitenden biogeographischen Relevanz in der vorliegenden Studie nicht eingegangen.

Nicht-einheimische Pflanzenarten, die sogenannten **Neophyta**, sind in den aquatischen Lebensräumen Österreichs inzwischen weit verbreitet. Dies liegt daran, dass gerade die aquatische Vegetation einem stetigen Wandel unterzogen ist. Insbesondere trifft das auf Fließgewässer zu. Neophyta siedeln sich hier bevorzugt auf, z.B. durch Hochwasserereignisse, neu entstandenen offenen Flächen im oder am Wasser an. Daneben werden auch naturfremde Standorte, wie z.B. Uferverbauungen gerne besiedelt. Die Fließgewässer selbst fördern dann die Ausbreitung der Neubürger durch Verdriftung von Samen oder Pflanzenteilen.

Im Wasser selbst war es vor allem die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*), die unmittelbar nach ihrer Einführung, Mitte des 19. Jahrhunderts, in ganz Mitteleuropa massive Probleme für die Schifffahrt und die Fischerei verursachte. Ihre Bestände gingen Anfang des 20. Jahrhunderts dann allerdings wieder deutlich zurück. Heute kommt *Elodea canadensis* zwar in vielen österreichischen Gewässern vor, verhält sich aber nicht mehr invasiv und ist in die einheimische Flora integriert. Erst in neuester Zeit wurden in Österreich Vorkommen der aus Südamerika stammenden Karolina-Haarnixe (*Cabomba caroliniana*) in freier Natur festgestellt (Pall et al. 2011). Zuvor war die Art nur aus dem ganzjährig temperierten Abfluss des Warmbades Villach bekannt (Melzer, 1968, Adler et al., 1994) und es war angenommen worden, dass sie bei uns in natürlichen Gewässern die Winter nicht überdauern kann. Dies ist allerdings offensichtlich nicht der Fall (Pall et al. 2011). Eine weitere Ausbreitung in Österreich sollte unbedingt verhindert werden, da *Cabomba caroliniana* in vielen Ländern bereits invasiv auftritt und dort durch Massenentwicklungen nicht nur naturschutzrelevante sondern auch ökonomische Probleme verursacht. Auch zahlreiche andere nicht-heimische Makrophytenarten können immer wieder vereinzelt in unseren Gewässern angetroffen werden. Die meisten dieser Pflanzen dürften aus heimischen Aquarien stammen und können sich – zumindest unter den derzeitigen klimatischen Bedingungen – immer nur kurzfristig halten.

Neben dem Wasserkörper selbst, sind insbesondere auch die gewässerbegleitenden Hochstaudenfluren und Gebüsche Standorte der Neophyta. Am weitesten verbreitet dürften derzeit die Goldruten-Arten *Solidago canadensis* und *Solidago gigantea* sein. Auch das Drüsen-Springkraut (*Impatiens glandulifera*) sowie die Lanzett-Herbstaster (*Symphotrichum lanceolatum*) treten zumindest in einigen Gebieten bereits dominant auf und verdrängen die heimische Vegetation. Dies ist nicht nur naturschutzfachlich relevant, sondern kann

Einleitung

auch ökosystemare Prozesse nachhaltig beeinträchtigen. Einige Neophyta, wie z.B. der Japan-Flügelknöterich (*Fallopia japonica*) verursachen zudem Probleme für den Wasserbau. Manche Arten, wie z.B. der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) sind sogar gesundheitsgefährdend.

In der vorliegenden Studie werden daher als „aquatische Neophyta“ nicht nur die eigentlichen Wasserpflanzen, die „Makrophyten“, behandelt, sondern auch Arten der krautigen gewässerbegleitenden Vegetation sowie an Gewässer gebundene Pionierpflanzen.

Im Vergleich zu den Gefäßpflanzen, ist der Anteil an **Neozoa-Arten** in unseren Gewässern merklich geringer. Die bewusste Einbürgerung neuer Arten setzte in Österreich gegen Ende der Monarchie ein. Der Besatz mit Fischen und Krebsen wurde in belegtem und teilweise in nennenswertem Umfang durchgeführt. Neben dem Wunsch, die Eiweißversorgung der Bevölkerung durch Einfuhr rasch wachsender Fische zu verbessern, war bis weit in das 20. Jahrhundert auch der Gedanke verbreitet, die Natur mit dem Import und der Zucht fremder Arten zu „bereichern“. Wenn auch nicht ganz zum Thema Neobiota gehörend, fällt in diese Zeit auch der in großem Stil durchgeführte Fischbesatz österreichischer Seen mit Seesaiblingen und Reinanken (Coregonen). Hier wurde – ohne bis heute eine klare Vorstellung davon zu haben - zufolge des „kreuz- und quer“ durchgeführten Besatzes lokales genetisches Fisch-Material unserer großen Alpenseen unwiderruflich verändert (Moog & Jagsch 1980).

Wenngleich die meisten Ansiedelungsversuche mit Neozoa fehlschlagen, konnten sich manche Arten etablieren. Sie werden heute oft gar nicht mehr als gebietsfremd empfunden. Auf dem Teller ist uns der seit etwa 1880 eingesetzt Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) ebenso vertraut wie die seit 1884 besetzte Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Beide stammen aus Nordamerika.

Abgesehen davon, dass diese Maßnahmen nur selten den fischereilichen Ertrag steigern konnten, ist der Besatz österreichischer Flüsse und Seen mit nicht-heimischen Fischen eine bedenkliche Angelegenheit. Als Nutznießer könnte man höchstens Fischzüchter und Sportfischer sehen, die zum Beispiel die Robustheit der Regenbogenforelle und ihren „Sportwert“ schätzen. Aus Sicht des ökologisch orientierten Gewässerschutzes sind Einbürgerungen jedoch abzulehnen, da die neuen Arten das Gefüge des Ökosystems verändern und dabei die eingesessene Fauna und Flora gefährden können. In vielen Fällen sind die potentiellen Schadeffekte der Faunenverfälschung unbekannt. Manche Arten bilden lokal Massenbestände und beeinträchtigen Ökosysteme oder Arten, andere sind zwar durch menschliche Aktivität weit verbreitet aber vergleichsweise harmlos – zumindest bis jetzt. Wenn der Mensch bewusst oder gedankenlos den Lebensraum stört, verschieben sich die Lebensbedingungen oft zugunsten der exotischen Arten. In überdüngten Gewässern, in Stauräumen und in monoton regulierten Flüssen können sie die Konkurrenz mit den bodenständigen Arten gewinnen. Die Auswirkungen stellen sich manchmal völlig unerwartet ein, Ökologen durchschauen dann erst im Nachhinein die kausale Beziehung. So führte der Import von planktischen Krebstieren (*Mysis relicta*) in einen nordamerikanischen See durch Veränderungen in der Nahrungskette zu einem Populationseinbruch des wichtigsten „Brotfisches“ (Kokanee-Lachs) und in weiterer Folge zu einem Abwandern der Weißkopfsaadler (*Haliaeetus leucocephalus*), dem Wappentier der USA (Spencer et al. 1991). Aber auch in Mitteleuropa sind weitreichende Schäden durch den Besatz gebietsfremder Tiere belegt. Wird beispielsweise die heimische Bachforelle durch die Regenbogenforelle verdrängt, so erlischt die dort ansässige Population der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*), (Moog et al. 1993). Die winzigen Larven der Perlmuschel sind nämlich auf Bachforellen angewiesen. Nachdem die Larve im Hochsommer aus der Muttermuschel entlassen wurde, braucht sie den Kontakt mit einer Forelle, um sich während der nächsten Monate als harmloser Parasit von Fischblut zu ernähren. Sie hat gute Aussichten, sich an den weichen Kiemen einer Bachforelle anzuklammern – bei einer Regenbogenforelle gelingt ihr das nie. Interessanterweise dienen Regenbogenforellen in ihrer nordamerikanischen Heimat sehr wohl als Wirte für Muschellarven.

Mit der Einfuhr fremder Fischarten ist auch der Import von Parasiten verbunden. Auf diese Weise gelangten der Aal-Schwimmblassenwurm (*Anguillicola crassus*) oder die Chinesische Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*) nach Europa. Die parasitischen Larven dieser Teichmuschel wurden in den 1970er-Jahren unbeabsichtigt mit den aus Ostasien stammenden Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) und Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) nach Österreich gebracht. Damals glaubte die Fischerei noch, mit den pflanzenfressenden Fischen die Überdüngung der Seen reduzieren zu können. Später stellte sich heraus, dass durch den Besatz die Qualität der stehenden Gewässer noch schlechter wurde, da die von den Fischen verdauten und ausgeschiedenen Pflanzenreste die Eutrophierung weiter ankurbelten. Mit dem Import der Regenbogenforelle wurden die Erreger der Furunkulose (*Aeromonas salmonicida*) – einer stark ansteckenden, verlustreichen Forellenkrankheit – eingeschleppt, zum Nachteil der heimischen Bachforellenbestände.

Besonders in den letzten Jahrzehnten ist festzustellen, dass die aquatische Lebewelt durch - teilweise sehr invasive - Arten eine deutliche Veränderung der ökologischen Situation erfährt. Den Beginn machten in den frühen 70iger-Jahren die amerikanischen Flusskrebse und vor allem die aus dem pontokaspischen Raum stammende Wandermuschel *Dreissena polymorpha*. Diese, auch Dreikant- oder Zebramuschel genannte, Art besiedelte in kürzester Zeit in unglaublichen Dichten die Uferzonen zahlreicher Seen in ganz Österreich. Im Bodensee führte die, sich mittels schwimmend/schwebender Larven zur Massenvermehrung fähige, Muschel sogar zu Problemen der Trinkwasserversorgung, indem die Tiere die Ansaugleitungen verstopften. Die Wandermuscheln wurden aber bald von Wasservögeln als wichtige Eiweißquelle genützt; so hatten 19 untersuchte Blässhühner vom Mondseeufer die Muscheln als alleinigen Nahrungsbestandteil im Darm (Moog & Müller 1979). Durch den Fressdruck von Blässhühnern, Reiherenten, Zwergtauchern und anderen Wasservögeln haben sich die Muschelbestände innerhalb weniger Jahre vielerorts aber auf die heutige Populationsgröße eingependelt. Aber nicht alle Einwanderer trafen in Österreich auf natürliche Fressfeinde oder Parasiten und konnten stellenweise unglaublich hohe Bestandsdichten aufbauen.

Ab etwa 1975 konnten die Limnologen und die zoologischen Fachtaxonomen eine deutliche Zunahme an Neozoa-Arten, aber auch sehr hohe Individuenabundanzen, in österreichischen Gewässern feststellen, die sich allerdings hauptsächlich auf die Donau beschränkte. Gegen die Jahrtausendwende wurde auch ein verstärktes Einwandern von wirbellosen Neozoen in die großen Flüsse (etwa March, Traun) beobachtet, wo teilweise die heimische Fauna stark in Mitleidenschaft gezogen wurde. Heutzutage ist die Fauna der Donau extrem von „Aliens“ überprägt, wobei vor allem gewisse Flohkrebse (die „Killershrimps“), die Wandermuscheln und die Körbchenmuscheln oftmals ungewöhnlich hohe Bestandsdichten erreichen. Innerhalb der Fischfauna bereiten die unglaublich starke Verbreitung und das massenhafte Vorkommen der Meeresgrundeln den Fischern, Ökologen und Naturschützern sowie den Wasserwirtschaftlern große Sorgen (Moog & Wiesner 2010).

2 Zielsetzung

Neben botanisch-zoologischen Fragestellungen, naturschutzfachlichen oder wirtschaftlichen Themen (etwa die Fischerei) sind die Neobiota auch im Hinblick auf wasserwirtschaftliche Fragen, wie etwa die Beurteilung der Güte und des ökologischen Zustandes von Gewässern ein wichtiges Thema, da Neobiota durch ihr potentiell Massenauftreten die Ergebnisse der herkömmlichen Bewertungsmethoden maskieren und verfälschen können.

In diesem Sinne wurden das Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement der BOKU Wien, die systema GmbH, Wien sowie das Bundesamt für Wasserwirtschaft - Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde beauftragt, die Situation der aquatischen Neobiota näher zu durchleuchten, wobei folgende Fragestellungen im Vordergrund stehen:

- Wie viele Neobiota-Arten gibt es in österreichischen Gewässern?
- Wo kommen aquatische Neobiota vor?
- Welche Bestandsdichten erreichen sie?
- Welche Neobiota dominieren die aquatischen Zönosen?
- Woher kommen die aquatischen Neobiota?
- Wie kamen die aquatischen Neobiota nach Österreich?
- Gibt es gefährliche, invasive Arten?
- Wenn ja, warum sind diese so wettbewerbsstark?
- Wie wirken sich die Neobiota auf das Ergebnis der Gewässerbewertung aus?
- Wie sieht die Zukunft aus?



3 Methodik

3.1 Aquatische Neophyta

In der vorliegenden Studie werden als „**aquatische Neophyta**“ alle krautigen (nicht verholzten) gebietsfremden Pflanzen, die im Wasser wachsen oder an Gewässern vorzufinden sind, zusammengefasst. Darunter fällt zum einen die **Wasservegetation**, repräsentiert durch die sogenannten **Makrophyten**. Diese gliedern sich in die Hydrophyten, die „echten“ Wasserpflanzen bzw. ständig im oder auf dem Wasser lebende Pflanzen, die Amphiphyten, Pflanzen, die sowohl völlig untergetaucht wie auch vorübergehend im Trockenen an Land leben können und die Helophyten, die Sumpf- und Röhrichtpflanzen, die zumindest mit ihren basalen Teilen im Wasser stehen, den Großteil ihrer Sprosse aber über die Wasseroberfläche erheben.

In dieser Studie sind zum anderen auch Pflanzen der **Gewässerbegleitvegetation** aufgeführt. Hierbei wurden solche Arten berücksichtigt, die bevorzugt oder häufig entlang von Fließgewässern oder im Uferbereich von Seen vorzufinden sind. Dies sind einerseits Arten, die eine hohe Durchfeuchtung des Bodens benötigen und andererseits typische Pionierpflanzen, die auch auf zeitweise austrocknenden Böden vorkommen können und sich gerne auf neu entstandenen, freien Flächen im Gewässerbett oder auch am Ufer ansiedeln.

Die Grundlage für Angaben zur Verbreitung von gebietsfremden Makrophyten (Hydrophyten, Amphiphyten und Helophyten) bildeten Ergebnisse von Untersuchungen der systema (systema Bio- und Management Consulting GmbH), die überwiegend in Rahmen von Monitoringprojekten im Auftrag des Lebensministeriums und der Bundesländer durchgeführt wurden. Weiters gingen Daten ein, die von der systema im Zuge angewandter Studien (Umweltverträglichkeitsstudien, Beweissicherungen, Kartierungen zur Behandlung spezieller Fragestellungen) erhoben wurden.

Angaben zum Vorkommen und der Verbreitung gebietsfremder Arten der gewässerbegleitenden Vegetation wurden in erster Linie Essl & Rabitsch (2002: Neobiota in Österreich, Hrsg. Umweltbundesamt), der aktuellen Flora von Österreich (Fischer et al. 2008) sowie der Studie von Wallner (2005: Aliens, Neobiota in Österreich, Hrsg. Lebensministerium) entnommen. Aktuelle Informationen wurden den Neophyten-bezogenen Internet-Seiten und diversen Foldern der Bundesländer entnommen. Für Oberösterreich gingen weiters Angaben von Hubert Blatterer (pers. Mitt.) und Michael Hohla (pers. Mitt.) ein. Letztlich wurden Meldungen von floristischen Neufunden in Österreich aus den letzten Jahren berücksichtigt. Für die kritische Durchsicht der in dieser Studie gelisteten Arten sei an dieser Stelle Michael Hohla herzlicher Dank ausgesprochen.

Informationen zur Ökologie der einzelnen Arten wurden neben den o.a. Quellen vor allem der Süßwasserflora von Mitteleuropa (Casper & Krausch 1980, 1981), der Flora Helvetica (Lauber & Wagner 2001), der Flora von Deutschland (Rothmaler 2002) sowie Kowarik (2010), Landolt et al. (2010) und Nentwig (2010) entnommen.

Die angegebenen Möglichkeiten zur Bekämpfung einzelner Arten stammen in erster Linie aus Kleinbauer et al. (2010: Ufervegetationspflege, Hrsg. Wasser Niederösterreich und Lebensministerium), Schuh (2011: Neophyten auf Bahnanlagen, Hrsg. ÖBB) sowie aus den Neophyta-Steckbriefen des ÖWAV (Janauer et al. 2013).

Ebenfalls ausgewertet wurden die einschlägigen Neobiota-Internet-Datenbanken. Im Einzelnen waren dies: www.eppo.int, www.europe-aliens.org, www.floraweb.de/neoflora, ias.biodiversity.be, www.iop.krakow.pl/ias, www.issg.org, www.nobanis.org, www.cps-skew.ch und www.iucn.org.

3.2 Aquatische wirbellose Neozoa

Die analysierten Daten stammen von Untersuchungen der Arbeitsgruppe „Benthosökologie und Gewässerbewertung“ (Department Wasser, Atmosphäre, Umwelt, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement) an der Wiener Universität für Bodenkultur; aus Diplom- und Doktorarbeiten, sowie nationalen und regionalen Monitoringprogrammen und Umweltverträglichkeitsstudien. Ein Datensatz stellt in diesem Zusammenhang eine Artenliste mit Abundanzen (Individuen/m²) oder geschätzten Häufigkeiten an einer Untersuchungsstelle dar.

Die Daten umfassen sowohl qualitative und semi-quantitative Multihabitatproben (hauptsächlich Mischproben aus 20 Einzelproben [AQEM-Handnetz, 500 µm Maschenweite] als auch quantitative Proben, welche mit Hess-Sampler, Kasten-Sampler, Deep-Freeze-Corer oder Airlift-Sampler (2 bis 18 Parallelproben) genommen wurden.

Die Bestimmung der Taxa aller verwendeten Proben wurde von erfahrenen Wissenschaftlern durchgeführt und von Fach-Taxonomen überprüft. Die taxonomische Nomenklatur und Genauigkeit folgt dabei der Fauna Aquatica Austriaca (Moog 2002, 2004, 2005).

Der vorliegende Datensatz deckt die gesamtösterreichische Landesfläche gut ab: die Analysen, Auswertungen und Aussagen vorliegender Studie gründen auf einem Datensatz, der 5.022 Untersuchungsstellen aus 1.161 österreichischen Fließgewässern umfasst. Inklusive der Mehrfachbefundungen wurden 7908 Untersuchungsstellen analysiert. In 25,5 % dieser Fließgewässer (BOKU-Datensatz) wurden Neozoa nachgewiesen.

Soweit die Herkunft von Funddaten in vorliegendem Text nicht näher zitiert wird, entstammen sie dem in ECOPROF Version 3.3. gespeicherten BOKU-Datensatz. Von Fachleuten publizierte Fundmeldungen werden zitiert (siehe Literaturverzeichnis), wobei – der flüssigen Lesbarkeit halber – nicht die gesamte Fülle der Literaturzitate in den Text eingebaut wurde. Mag. Peter und Mag. Alexander Reischütz (Horn, Niederösterreich) sei an dieser Stelle ganz herzlich für die kritische Durchsicht und die Beiträge zu den Mollusken unser Dank ausgesprochen.

Bei den wirbellosen aquatischen Neozoen geht vorliegende Arbeit nicht automatisch auf den „Grad der Naturalisation ein, da die Anwendung der führenden Definitionen“ (Neozoen gelten als etabliert, wenn sie über einen längeren Zeitraum – mindestens 25 Jahre und/oder über mindestens 3 Generationen in einem Gebiet freilebend existieren) für diese Tiergruppe geringen Aussagewert haben. Die „25-Jahre Regel“ würde nur auf den Zeitraum vor der wirklich auffälligen Zunahme an nicht indigenen Arten und Individuen zutreffen. Nach der „Drei-Generationen-Regel“ wiederum wären zufolge der kurzen Generationszeiten wiederum sehr viele der – auch erst jüngst – nachgewiesenen Neubürger als etabliert zu bezeichnen.

3.3 Neopisces

Spindler fasste 1997 die Fischfauna Österreichs zusammen und beschrieb dabei insgesamt 74 Neunaugen- und Fischarten in Österreich. Von diesen 74 Arten beschrieb er 15 Fischarten, welche eingebürgert wurden und deren Bestand zum Teil nur durch künstlichen Besatz zu gewährleisten ist. Miksch beschreibt in Essl & Rabitsch (2002) insgesamt 27 allochthone Fischarten, die im letzten Jahrhundert in Österreich nachgewiesen werden konnten. Insgesamt 30 Arten in Österreich finden sich in der von Nehring, Essl, Klingenstein, Nowack, Rabitsch, Stöhr, Wiesner & Wolter (2010) publizierten „Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich“ wieder.



Die meisten Einbürgerungen beruhen auf fischereilichen Nutzungen der Gewässer bzw. auf Managementmaßnahmen. Aber auch unbeabsichtigt eingeschleppte Arten konnten in den letzten Jahrzehnten nachgewiesen werden (z.B. Gobiidae).

Da fischbiologische Untersuchungen arbeits-, zeit- und kostenintensiv sind, bestand in vergangenen Jahren ein Informationsdefizit im Hinblick auf die tatsächliche Verbreitung von „alien species“ und auf die ökologischen Auswirkungen dieser Arten. In vorliegender Studie sollen daher neben einer Beschreibung der Fisch-Neozoa und einer Einschätzung über ihre Auswirkungen auf die heimische Fischfauna auch Karten dargestellt werden, welche die Nachweisorte von fremden Fischarten in Österreich in den letzten Jahren (2006 bis heute) aufzeigen. Dabei wurde auf den großen Pool der Befischungsdaten aus der Fischdatenbank Austria (Sasano et al. 2009) zurückgegriffen, in welcher die Fangergebnisse der Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BMLFUW 2006) seit deren Inkrafttreten gespeichert werden. Die Karten stellen somit zwar keine gesamtheitliche Verbreitung dar (weil die Beprobungsstellen nach Belastungen gewählt werden), geben aber zumindest einige Hinweise auf Vorkommen und Abundanz der hier behandelten, bei Befischungen nachgewiesenen allochthonen Fischarten.

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass die hier vorgestellten Kartenmaterialien sich ausschließlich auf die Befischungen im Zuge der GZÜV in Fließgewässern beziehen. Für die Stellenauswahl im Zuge der GZÜV-Befischungen werden Seen mit einer Fläche von mehr als 50 ha in die Untersuchung einbezogen und auch innerhalb eines Flusslaufes nur Fließgewässerabschnitte mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km². Kleinere Gewässer werden hier keiner genaueren Analyse unterzogen. Es sei aber darauf hingewiesen, dass Neopisces natürlich auch in Kleingewässern, Biotopen und Augewässern negative Auswirkungen auf lokale heimische Kleinfische und Amphibienbestände haben können.

4 Aquatische Neophyta

4.1 Welche aquatischen Neophyta-Arten gibt es in Österreich?

In Österreich sind derzeit 95 aquatische Neophyta bekannt. Davon ist etwa ein Drittel (32 Taxa) den eigentlichen Wasser- und Röhrichtpflanzen, den „Makrophyten“ zuzurechnen. Die übrigen Taxa finden sich häufig bis bevorzugt auf periodisch trockenfallenden Flächen im Gewässerbett und in den gewässerbegleitenden Hochstaudenfluren und Gebüsch auf den Uferböschungen.

Folgende aquatische Neophyta sind derzeit aus Österreich bekannt:

Tabelle 1: Aquatische Neophyta in Österreich.

Spalte 1, Spezies: wissenschaftliche Artbezeichnung (Nomenklatur nach Fischer et al. 2008); Spalte 2, Ankunft: Seit diesem Zeitpunkt in Mitteleuropa in der freien Landschaft dokumentiert, (AT)=in Österreich dokumentiert, *=Erstfund in AT durch die systema, (*)=erster definitiver Nachweis in AT durch die systema, davor Vorkommen nur unsicher; Spalte 3, Heimat: Herkunft (N=Nord, O=Ost, S=Süd, W=West, trop.=tropisch, subtrop.=subtropisch, medit.=mediterran, submedit.=submediterran, atlant.=atlantisch); Spalte 4, Weg: Wie und als was hierher gelangt (E=eingeschleppt, V=verwildert, H=Hybrid im Gebiet entstanden, (A)=Aquarienpflanze, (B)=Bienenweide, (L)=landwirtschaftliche Nutzpflanze, (M)=Arzneipflanze, (S)=als Schiffsballast, (U)=mit landwirtschaftlichen Produkten, (Z)=Zierpflanze); Spalte 5, LR=Lebensraum: W=im Wasser, R=im gewässerbegleitenden Röhricht, S=auf Sand- und Kiesbänken und offenen Stellen am Gewässerrand, H=in gewässerbegleitenden Hochstaudenfluren, G=in gewässerbegleitenden Gebüsch; Spalte 6, Vorkommen in Österreich: B=Burgenland, W=Wien, N=Niederösterreich, O=Oberösterreich, St=Steiermark, K=Kärnten, S=Salzburg, T=Tirol, V=Vorarlberg, Alle BL=alle Bundesländer, fett=nach Fischer et al., (2008), nicht fett=ergänzt nach Essl & Rabitsch (2002), *=ergänzt nach Datenbank systema, in Klammern=Vorkommen nur unbeständig oder nur lokal eingebürgert; Spalte 7, Stat.=Status: e=etabliert, u=unbeständig, in Klammern=nur lokal etabliert, ?=fraglich. Alle Angaben soweit bekannt, zusammengestellt aus Essl & Rabitsch (2002), Rothmaler (2002) und Fischer et al. (2008), ergänzt gemäß diversen Neophyta-Datenbanken.

Spezies	Ankunft	Heimat	Weg	LR	Vorkommen in Österreich	Stat.
<i>Acorus calamus</i>	16. Jh	O-Asien	V (M)	R	B, *W, N, O, St, K, S, T, V	e
<i>Amaranthus blitum</i> subsp. <i>emarginatus</i>	1889	Trop. S-Amerika, SO-Asien	E	S	(W), N (March-, Thaya-auen), (O, St, K, S)	(e)?
<i>Ambrosia trifida</i>	1900	N-Amerika	E (U)	S	(O, St, K, S)	u
<i>Angelica archangelica</i>		N- und O-Europa	V (M)	H	(B), W, N, O, (K, S?, T?); (Donauufer)	e
<i>Artemisia verlotiorum</i>	1920	Kamtschatka, N-Japan	E	S	Alle BL	(e)
<i>Azolla filiculoides</i>	1870	Subtrop. Amerika	E, V (A)	W	*W, (St) (Wundschuh), (V) (Lustenauer Ried)	u
<i>Barbarea intermedia</i>	1865	W-medit., W-Europa	E	S	B, *W, N, O, (St, K, S), T, V	u
<i>Barbarea verna</i>	1849	SW-Europa, ozean.-submedit.	V (L)	S	(W, N, O, St, T)	u
<i>Beta trigyna</i>		O-Europa	E	S	N (Schmida-Tal)	u
<i>Bidens frondosa</i>	1891	N-Amerika	E	R, S	B, W, N, O, St, K, S, V	e
<i>Bidens vulgata</i>		N-Amerika		S	K	u
<i>Bunias orientalis</i>	18. Jh	O-Europa, W-Asien	E	S	Alle BL	e
<i>Cabomba caroliniana</i>	20. Jh; *2010 (AT)	S-Amerika	V (A)	W	*N (Teesdorf), K (Warmbad Villach)	u
<i>Calceolaria pinnata</i>		S-Amerika	V	S	St, T	u



Spezies	Ankunft	Heimat	Weg	LR	Vorkommen in Österreich	Stat.
<i>Carex vulpinoidea</i>	1931	N-Amerika	E	H	O, St, K, S, T	(e)
<i>Centaurea dichroantha</i>		SO-Europa	E	S	T (Drau)	u
<i>Ceratopteris thalictroides</i>		Tropen weltweit, tropisches Asien	V	W	K (Warmbad Villach)?	u
<i>Cotula coronopifolia</i>	1738	S-Afrika		S	W (Mauerbach- Staubecken)	u
<i>Cryptocoryne crispatula</i> subsp. <i>balansae</i>		N-Vietnam, Thailand	V	W	K (Warmbad Villach)	u
<i>Cryptocoryne wendtii</i>		Thailand	V	W	K (Warmbad Villach)	(e)
<i>Cyperus glomeratus</i>		O-medit., SO- Europa, SW-Asien	E	R	(N, St)	u
<i>Cyperus longus</i>	AT?	Medit. bis W-Europa	V (A)	R	N (Bad Vöslau, Färberbach), (O, S, T)	(e)
<i>Echinocystis lobata</i>	1922	N-Amerika	V	H, G	B, N (March, Thaya), O, St, (T)	(e)
<i>Egeria densa</i>	1910	S-Amerika	V (A)	W	(W) (Alte Donau), (St) (Ries), (K) (Warmbad Villach)	(e)?
<i>Elodea callitrichoides</i>	1999 (AT)	Argentinien	V (A)	W	N (Gießgang Greifenstein)	u
<i>Elodea canadensis</i>	1859	N-Amerika	E (S)	W	W, N, O, St, K, S, T, V	e
<i>Elodea nuttallii</i>	1953; (*1999 (AT))	N-Amerika	E (S)	W	W, N, O, *K, S, *T, V	e
<i>Epilobium ciliatum</i>	1950 (AT)	N-Amerika	E	S	Alle BL	e
<i>Epilobium ciliatum x</i> <i>montanum</i>		Hybrid, spontan im Gebiet entstanden			O?, T, V	u
<i>Epilobium ciliatum x</i> <i>obscurum</i>		Hybrid, spontan im Gebiet entstanden			N, O?, St	u
<i>Epilobium ciliatum x</i> <i>palustre</i>		Hybrid, spontan im Gebiet entstanden			O, V	u
<i>Epilobium ciliatum x</i> <i>parviflorum</i>		Hybrid, spontan im Gebiet entstanden			St, K	u
<i>Epilobium ciliatum x</i> <i>roseum</i>		Hybrid, spontan im Gebiet entstanden			St, V	u
<i>Epilobium ciliatum x</i> <i>tetragonum</i>		Hybrid, spontan in Gebiet entstanden			N, O	u
<i>Erucastrum gallicum</i>		W-Europa	E	S	Alle BL	e
<i>Fallopia japonica</i>	1872	O-Asien (Japan)	V (Z)	H, G	Alle BL	e
<i>Fallopia x bohemica</i>		Hybrid, spontan im Gebiet entstanden	V (Z)	H, G	B, W, N, O, St, K, S	(e)?
<i>Fallopia sachalinensis</i>	19. Jh	S-Sachalin	V (Z)	H, G	Alle BL	e
<i>Glaucium flavum</i>		Medit.	E	S	(B, N, O, St, S, V)	u
<i>Glyceria grandis</i>	21. Jh	N-Amerika	E, V (Z)	R	O, S (Hohla 2012)	u
<i>Glyceria striata</i>	1966 (AT)	N-Amerika	E (U)	H	O, St, K, S, T, V	e
<i>Helianthus annuus x</i> <i>decapetalus</i>		N-Amerika		H	T	u
<i>Helianthus decapetalus</i>		N-Amerika	V (Z)	H	B, St, K	u
<i>Helianthus tuberosus x</i> <i>pauciflorus</i>	20. Jh	N-Amerika			(B), W, (N, St, K), T, V	u

Aquatische Neophyta

Spezies	Ankunft	Heimat	Weg	LR	Vorkommen in Österreich	Stat.
<i>Helianthus tuberosus</i>	1830	N-Amerika	V (L)	H	(Alle BL)	e
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Anf. 20. Jh	Kaukasus	V	H	Alle BL	e
<i>Heteranthera zosterifolia</i>		Trop. S-Amerika	V (A)	W	K (Warmbad Villach)	u
<i>Hydrilla verticillata</i>	1907	NO-Mitteleuropa, O-Europa, England, Afrika, S-Asien, O-Asien, Australien	V (A)	W	*W, K (Warmbad Villach)	u
<i>Hygrophila polysperma</i>	2005	SO-Asien	V (A)	W	K (Warmbad Villach)	(e)
<i>Iberis amara</i>		Submedit.-atlant.	V (Z)	S	(B, N, O, St, K, T, V)	u
<i>Impatiens glandulifera</i>	19. Jh (AT)	Indien, Himalaya	V (B, Z)	H	Alle BL	e
<i>Inula helenium</i>		SO-Europa? W-Mittel-Asien?	V (L, M, Z)	H	(Alle BL?)	(e)?
<i>Lagarosiphon major</i>	1966; (*)2008 (AT)	S-Afrika	V (A)	W	(W) (Alte Donau?), (K) (Warmbad Villach), *S	u
<i>Lemna minuta</i>	1973	N-Amerika	E	W	O (Hohla et al. 2009)	u
<i>Lemna turionifera</i>	1965	N-Amerika, Asien	E	W	N, O, V	(e)
<i>Ludwigia natans</i>		Südl. N-Amerika	V (A)	W	K (Warmbad Villach)	u
<i>Lunularia cruciata</i>	1828; 1872 (AT)	Rund um das Mittelmeer	E		W, N (Donau, March), O (Innkreis), S	e
<i>Lupinus micranthus</i>		Medit.	V		W (Donau)	u
<i>Mentha x piperita</i>	(*)2008 (AT)	England; Kulturhybrid	V (M)	S, H	W, O, St, K, *S, T, V	u
<i>Mimulus guttatus</i>	1824	Westl. N-Amerika	V (Z)	R	Fehlt B	e
<i>Mimulus ringens</i>	21. Jh	NO-Amerika	V (Z)	R	O (Hohla 2009)	u
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	1988	Trop. und subtrop. S-Amerika	V (A)	W	K (Warmbad Villach bis Gail-Einmündung)	(e)
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	1930	N-Amerika	V (A)	W	St (Oberdorf bei Weiz, oberes Murtal), *K (Faaker See)	(e)?
<i>Ornithopus perpusillus</i>	1768 (AT)	W- und SW-Europa, (sub-) atlant.	E	S	W (Donauufer)	u
<i>Persicaria polystachya</i>		Himalaya	V (Z)	H, G	(O, St, K, T)	(e)
<i>Pistia stratiotes</i>	1980; *1996 (AT)	S-Amerika		W	*W	u
<i>Rudbeckia laciniata</i>	17. Jh	N-Amerika	V (Z)	H	Alle BL	e
<i>Rumex longifolius</i> subsp. <i>longifolius</i>		Russland, N-Europa, Tschechien, Pyrenäen, Savoyen, Oberengadin	V (L)	S, G	(St), T (Ober-Inntal)	(e)
<i>Rumex salicifolius</i> var. <i>triangulivalvis</i>	1935	N-Amerika	E		(W, N, O, St)	u?
<i>Sagittaria latifolia</i>	1951	N-Amerika	V (A, Z)	R	K (Warmbad Villach), O (Hohla et al. 2009)	e
<i>Salvinia natans</i>	(*)2009 (AT)	Subtrop. SO-Asien, Eurasien	V (A)	W	(W) (Prater: Lusthaus- und Mauthnerwasser), K (Warmbad Villach)	(e)?



Spezies	Ankunft	Heimat	Weg	LR	Vorkommen in Österreich	Stat.
<i>Salvinia x molesta</i>	1990	S-Amerika	V (A)	W	(St)	u
<i>Saxifraga x urbium</i>		W-Europa	H		O	(e)
<i>Saxifraga x geum</i>		W-Europa (Pyrenäen)	V (Z)	H	(N), O, (St, S, T, V)	(e)
<i>Scrophularia canina</i>		Slowenien, S- und O-Europa, W-Asien, medit.- submedit.	V	S	(K)	u
<i>Shinnersia rivularis</i>	1992	N-Amerika	V	W	K (Warmbad Villach)	(e)
<i>Silene chalcedonica</i>		Russland, Ukraine bis Sibirien	V (Z)		(B, W, St, K, S, T)	u
<i>Silphium perfoliatum</i>	20. Jh	N-Amerika	V (Z)		(N, St)	u
<i>Sinacalia tangutica</i>		N-China	V (Z)		N (Ybbstaler Alpen)	(e)
<i>Sisymbrium pallescens</i>		S- und SO- Frankreich	E		T (Oberinntal)	u
<i>Solidago canadensis</i>	1853	N-Amerika	V (B, Z)	S	Alle BL	e
<i>Solidago canadensis x virgaurea</i>		Hybrid, spontan im Geb. entstanden?	H	S, H	St, K, T	u
<i>Solidago gigantea</i>	1859	N-Amerika	V (B, Z)	S, H	Alle BL	e
<i>Symphyotrichum laeve</i>	19. Jh	N-Amerika	V (Z)	H, G	Alle BL	(e)
<i>Symphyotrichum lanceolatum</i>	19. Jh	N-Amerika	V	S, H, G	B, W, N, O, St, K, (S, T, V)	e
<i>Symphyotrichum novae- angliae</i>	19. Jh	N-Amerika	V (Z)	H, G	(B, W, N, O, St, K, S, T)	(e)
<i>Symphyotrichum novi-belgii</i>	18. Jh	N-Amerika	V (Z)	S, H, G	Alle BL	e
<i>Symphyotrichum x salignum</i>	18. Jh	N-Amerika	V	S, H, G	(Alle BL)	(e)?
<i>Symphyotrichum x versicolor</i>		N-Amerika? oder eur. Kulturhybrid?	V (Z)	H, G	(W, O, St, K, S, V), T	(e)?
<i>Symphytum x uplandicum</i>		Kulturhybrid?	V (L)	S	(B, W, N, O, St, K, T, V)	u
<i>Telekia speciosa</i>	1852	S-Slowenien, Balkanhalbinsel, Rumänien	V (L)	H	(Alle BL)	(e)
<i>Typha laxmannii</i>		O-Europa, Asien	V (A, Z)	R	B, W, N, V, O (Hohla et al. 2009)	(e)?
<i>Vallisneria spiralis</i> s. l.	1880	Trop. und subtrop.	V (A)	W	(W) (Lobau), (K) (Warmbad Villach)	(e)?
<i>Xanthium albinum</i> subsp. <i>riparium</i>	1830	N-Amerika	E	H	W, N (im unteren Thaya- und oberen Marchtal)	u
<i>Xanthium italicum</i>		N- und S-Amerika	E	S	(B, N, O, St, K)	u

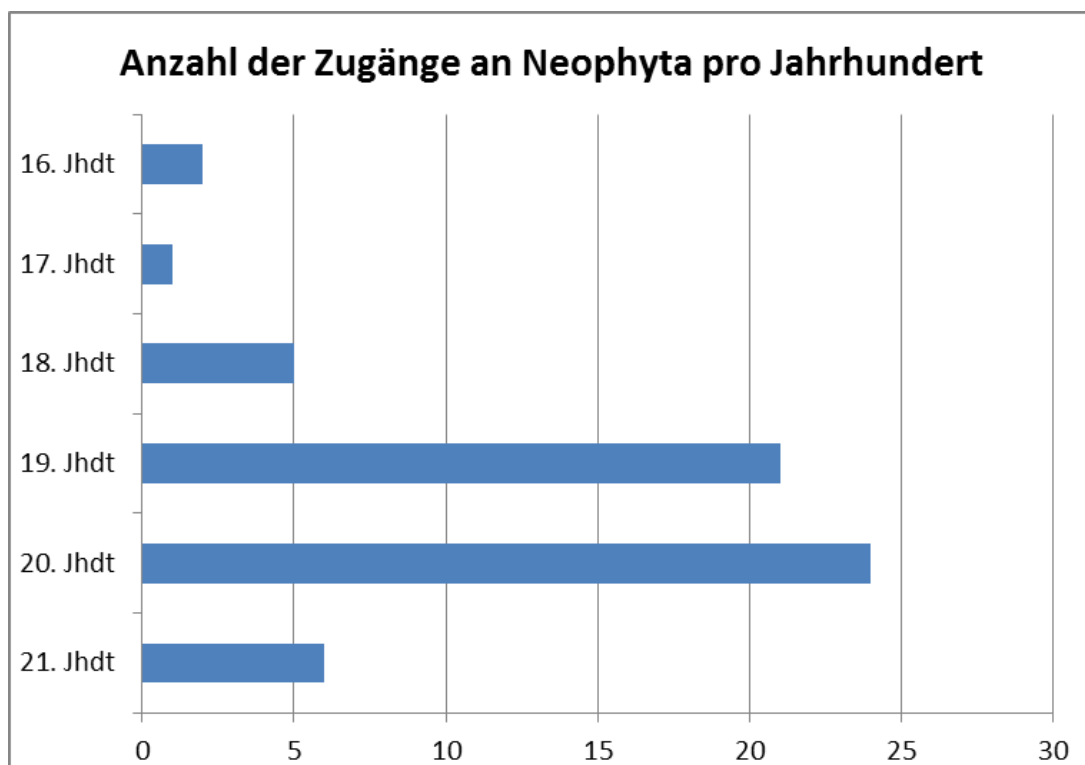
4.2 Wann kamen die aquatischen Neophyta nach Mitteleuropa und Österreich?

Alle gebietsfremden Pflanzenarten in Mitteleuropa und damit auch in Österreich haben gemein, dass sie mit Hilfe des Menschen hierher gelangt sind. Je nach Zeitpunkt ihres ersten Auftretens werden sie in Archäophyta und Neophyta unterschieden. Als Archäophyta bezeichnet man all jene Arten, die zwischen der letzten Eiszeit und dem Ende des 15. Jahrhunderts ins Gebiet gelangt sind. Alle zu einem späteren Zeitpunkt erstmals registrierten Arten werden zu den Neophyta gestellt.

Grund für diese zeitliche Unterscheidung ist, dass mit der Entdeckung Amerikas durch Christoph Kolumbus im Jahr 1492 ein weltweiter Austausch von Waren und Menschen in zuvor nie dagewesenem Ausmaß einsetzte. Damit begann auch erstmals in großem Maßstab eine absichtliche oder unabsichtliche Verbreitung von Pflanzen- und Tierarten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete.

Von den in Österreich bekannten aquatischen Neophyta wurden allerdings nur wenige Arten bereits in den ersten drei auf die Entdeckung Amerikas folgenden Jahrhunderten registriert. Im 16. Jahrhundert waren es zwei Spezies, im 17. Jahrhundert kam eine Art hinzu und im 18. Jahrhundert gab es weitere fünf Neuzugänge. Einen sprunghaften Anstieg gab es dann, wohl hauptsächlich aufgrund des deutlich zunehmenden Handels- und Reiseverkehrs, erst im 19. Jahrhundert. Hier kamen 21 Arten hinzu, im 20. Jahrhundert weitere 24 Arten. In den ersten 13 Jahren des 21. Jahrhunderts wurden wiederum bereits sechs neue gebietsfremde Arten registriert, was den deutlich ansteigenden Trend an Neuzugängen unterstreicht.

Abbildung 1: Anzahl der Zugänge an aquatischen Neophyta in den letzten Jahrhunderten.

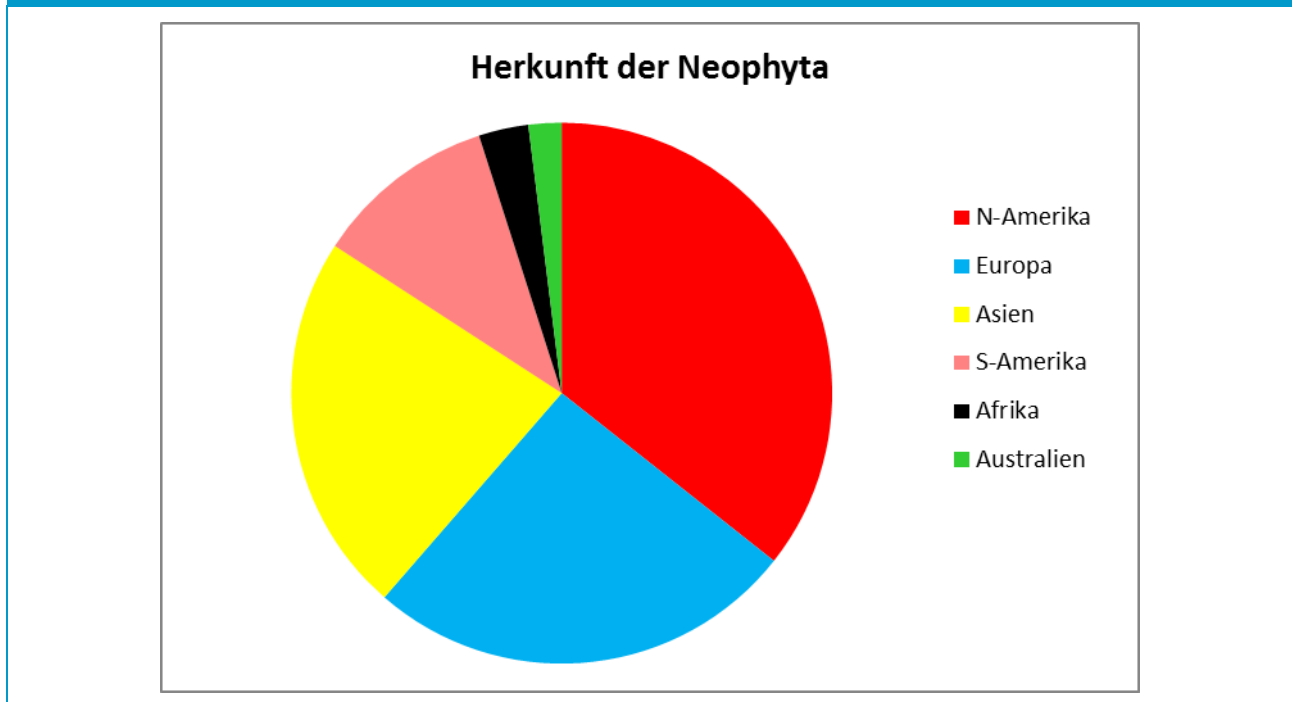




4.3 Woher kommen die aquatischen Neophyta?

Die meisten (36 %) der aus Österreich bekannten aquatischen Neophyta sind aus Nordamerika hierher gelangt. 26 % stammen aus Nord-, West oder Südeuropa. 23 % der Arten sind in Asien heimisch. Aus Südamerika stammen weitere 11 %, aus Afrika 3 % und aus Australien 2 % der Neophyta. Der überwiegende Teil der Arten (84 %) ist somit ursprünglich in der nördlichen Hemisphäre beheimatet, nur 16 % der Arten stammen aus der südlichen Hemisphäre.

Abbildung 2: Herkunft der in Österreich bekannten aquatischen Neophyta.



4.4 Wie kamen die aquatischen Neophyta nach Österreich?

Die natürliche Ausbreitungsmöglichkeit einzelner Arten kann sehr unterschiedlich sein, ist jedoch prinzipiell begrenzt. Manche Arten beschränken sich auf einen sehr kleinen Lebensraum, andere sind über einen ganzen Kontinent verbreitet. Größere Gebirgszüge oder Wüsten und insbesondere auch die Meeresküsten stellen allerdings meist unüberwindliche Hindernisse dar. Innerhalb dieser biogeographischen Barrieren ist die natürliche Ausbreitungsgeschwindigkeit für gewöhnlich relativ langsam. Dies und die sich ständig verändernden Lebensraumqualitäten bedingen, dass die Areale der einzelnen Pflanzenarten einem stetigen Wandel unterliegen. Pflanzen wandern somit immer wieder in neue Gebiete ein. Solche Einwanderungen sind als natürlich zu bezeichnen, solange die Pflanzen die neuen Lebensräume aus eigener Kraft und ohne anthropogene Ursache erreichen und in den angrenzenden Gebieten heimisch sind.

Die Einwanderung von nicht-einheimischen Pflanzenarten, den Neophyta, erfolgt demgegenüber über biogeographische Grenzen hinweg und viel rascher als natürliche Einwanderungsprozesse. Wesentlich ist aber vor allem, dass sie durch Hilfe des Menschen geschieht. Ursprünglich stand hierbei in erster Linie die absichtliche Ansiedlung von Nutzpflanzen zur Nahrungsversorgung im Vordergrund, später erlangte darüber hinaus die absichtliche Einführung von Zier- und Aquarienpflanzen eine immer größere Bedeutung. Mit den

Aquatische Neophyta

absichtlich eingeführten Pflanzen gelangten allerdings auch unabsichtlich zahlreiche sog. „Beikräuter“ in Gebiete außerhalb des ursprünglichen Verbreitungsgebietes. Vor allem in neuerer Zeit spielen überdies anthropogen verursachte Veränderungen von Lebensräumen eine Rolle, die eine Ansiedlung gebietsfremder Arten begünstigen.

Entsprechend können je nach Natur der Einschleppung drei Kategorien der Herkunft unterschieden werden: Als **verwildert** werden solche Arten bezeichnet, die absichtlich eingeführt wurden, sich dann aber selbständig im Gebiet etablieren konnten. Alle unabsichtlich ins Gebiet eingebrachten Arten werden als **eingeschleppt** bezeichnet. Infolge von anthropogen verursachten Veränderungen von Lebensräumen (z.B. Klimaerwärmung) hierher gelangte Neophyta bezeichnet man als **Eindringlinge**. Hinzu kommt eine vierte Kategorie: Es handelt sich um **Hybride**, die unter Mitwirkung von Neophyta im Gebiet entstanden sind.

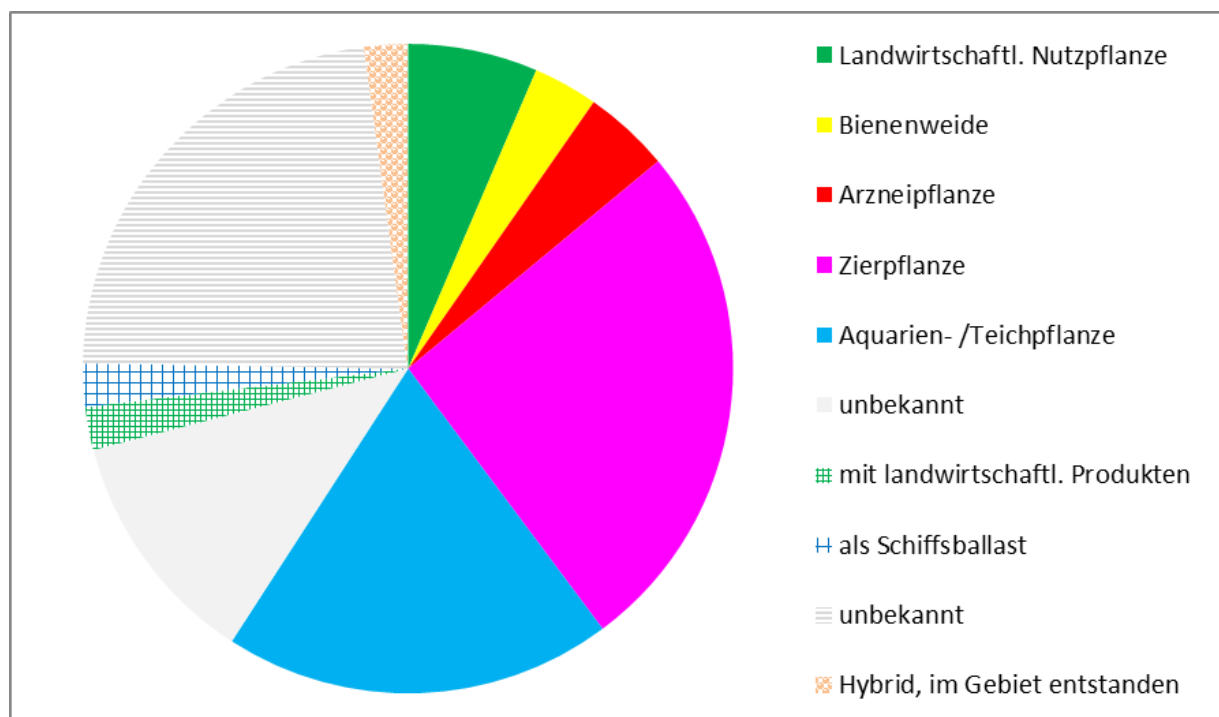
Die in Österreich bekannten aquatischen Neophyta sind überwiegend (71 %) aus absichtlich eingeführten Pflanzen verwildert (Abb. 3, flächig eingefärbt). Nur ein sehr geringer Teil davon (20 %) stammt dabei von ehemaligen Nutzpflanzen (landwirtschaftlichen Nutzpflanzen, Bienenweiden oder Arzneipflanzen) ab. Der überwiegende Teil (63 %) ist aus als Zier- oder Aquarienpflanzen eingeführten Arten verwildert. Bei 17 % der verwilderten Arten ist die Herkunft unbekannt.

Unabsichtlich eingeschleppt wurden 27 % der in Österreich bekannten aquatischen Neophyta (Abb. 3, schraffiert). Bei dem Großteil dieser Arten (84 %) ist die Art und Weise der Einschleppung unbekannt, jeweils 8 % der Arten gelangten unabsichtlich mit landwirtschaftlichen Nutzpflanzen bzw. als Schiffsballast hierher.

Insgesamt 2 % der in Österreich bekannten Neophyta haben untereinander oder mit heimischen Arten im Gebiet hybridisiert (Abb. 3, gepunktet).

Abbildung 3: Art und Weise der Einwanderung.

Flächig angefärbt = verwildert, schraffiert = eingeschleppt, punktiert = Hybrid im Gebiet entstanden.





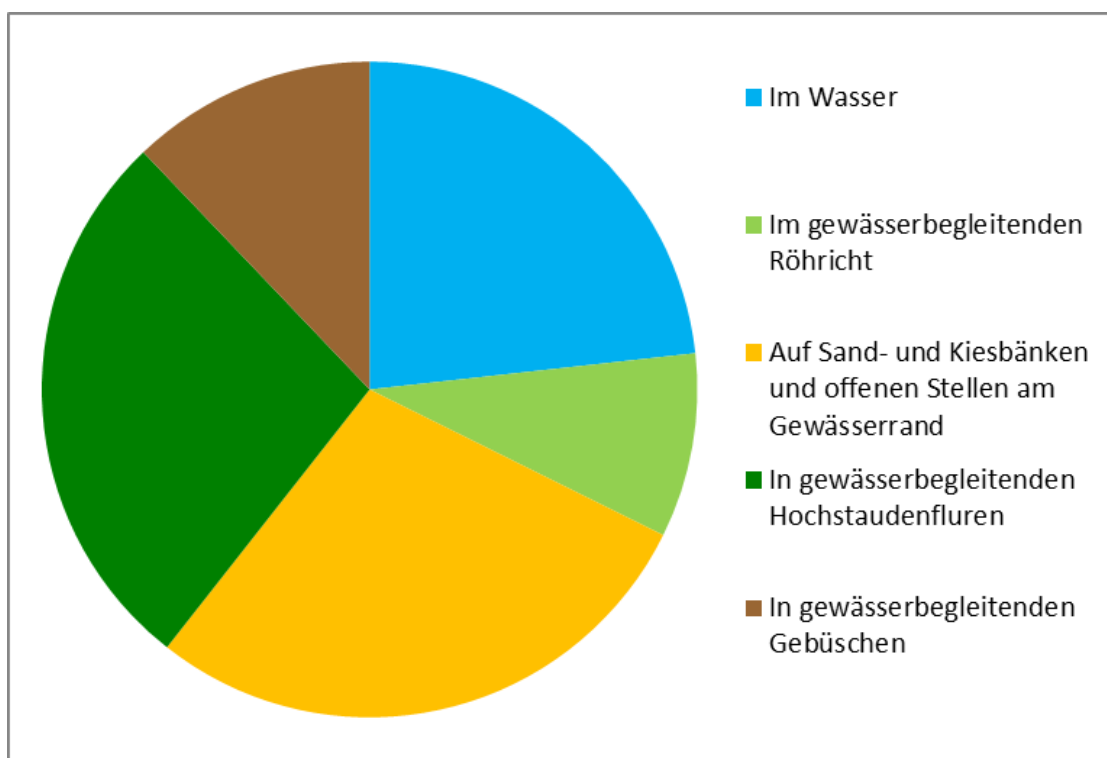
4.5 Welche Lebensräume besiedeln die aquatischen Neophyta in Österreich?

Etwa ein Viertel (23 %) der hier behandelten, in Österreich vorkommenden, aquatischen Neophyta kommen im Wasser vor. Sie besiedeln entweder als untergetauchte oder als freischwimmende Arten sowohl Fließgewässer als auch Seen. 9 % der vorkommenden Arten stehen zumindest mit ihren Wurzeln im Wasser und finden sich im gewässerbegleitenden Röhrichsaum.

Besonders in und an Fließgewässern ist die Vegetation durch immer wiederkehrende Hochwasserereignisse einem stetigen Wandel unterlegen. Bereits etablierte Pflanzenbestände werden weggerissen und im Flussbett bilden sich neue Kies- und Sandbänke. Auch am Gewässerrand können immer wieder offene Flächen entstehen. Diese bieten besonders den Pionierpflanzen unter den Neophyta geeigneten Lebensraum. Etwa 28 % der in Österreich vorkommenden aquatischen Neophyta sind bevorzugt an solchen Standorten anzutreffen. Für Pionierpflanzen bieten besonders auch naturfremde Uferverbauungen geeignete Standorte.

Die vorkommenden aquatischen Neophyta sind überwiegend sehr konkurrenzstark und dringen auch in die gewässerbegleitenden Hochstaudenfluren und Gebüsche ein. Hier kommen 27 % bzw. 12 % der in Österreich bekannten Arten vor. Haben sich die gebietsfremden Arten einmal etabliert, fördern die Gewässer selbst dann deren Ausbreitung durch Verdriftung von Samen oder anderen Pflanzenteilen.

Abbildung 4: Lebensräume der aquatischen Neophyta.

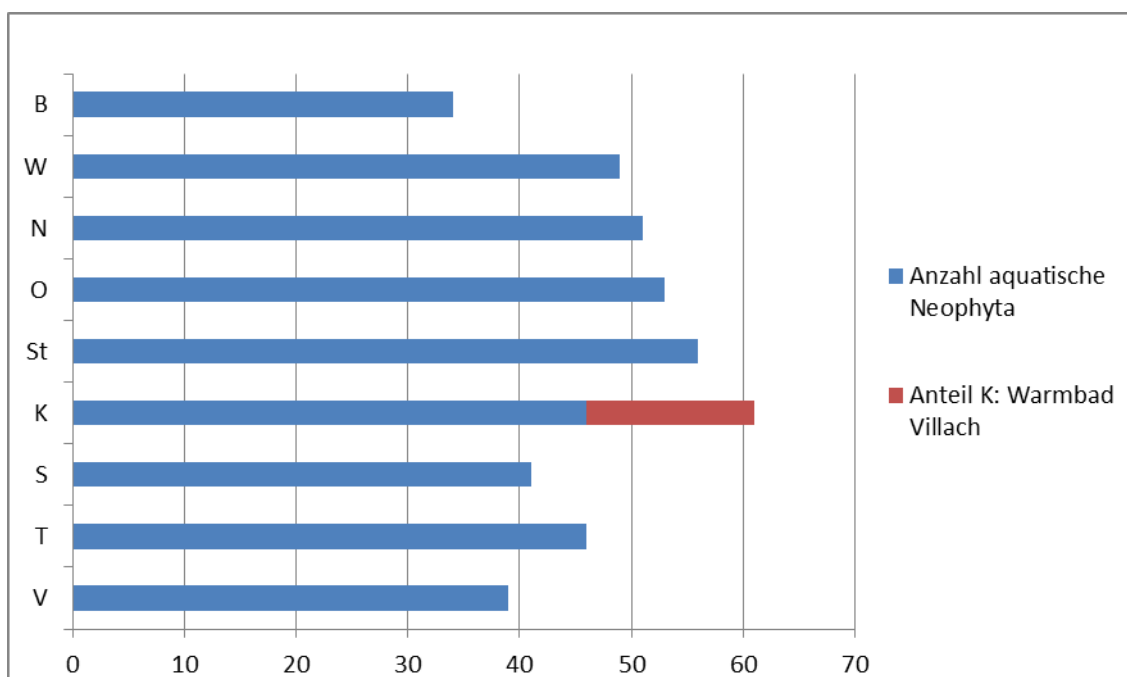


4.6 Wo kommen aquatische Neophyta in Österreich vor?

Aquatische Neophyta finden sich in allen österreichischen Bundesländern. Die meisten Arten (61) sind dabei in Kärnten anzutreffen. Hierbei ist allerdings anzumerken, dass 15 davon ausschließlich im Abfluss des Warmbades Villach zu finden sind. Die meisten Neophyta-Arten in bzw. an natürlich temperierten Gewässern finden sich in der Steiermark. Hier kommen 56 Arten vor. Es folgen Oberösterreich mit 53, Niederösterreich mit 51 und Wien mit 49 Arten. In Tirol wurden 46, in Salzburg 41 und in Vorarlberg 39 Arten registriert. Die wenigsten Vertreter der aquatischen Neophyta (34 Arten) sind aus dem Burgenland bekannt.

Abbildung 5: Vorkommen aquatischer Neophyta in Österreich.

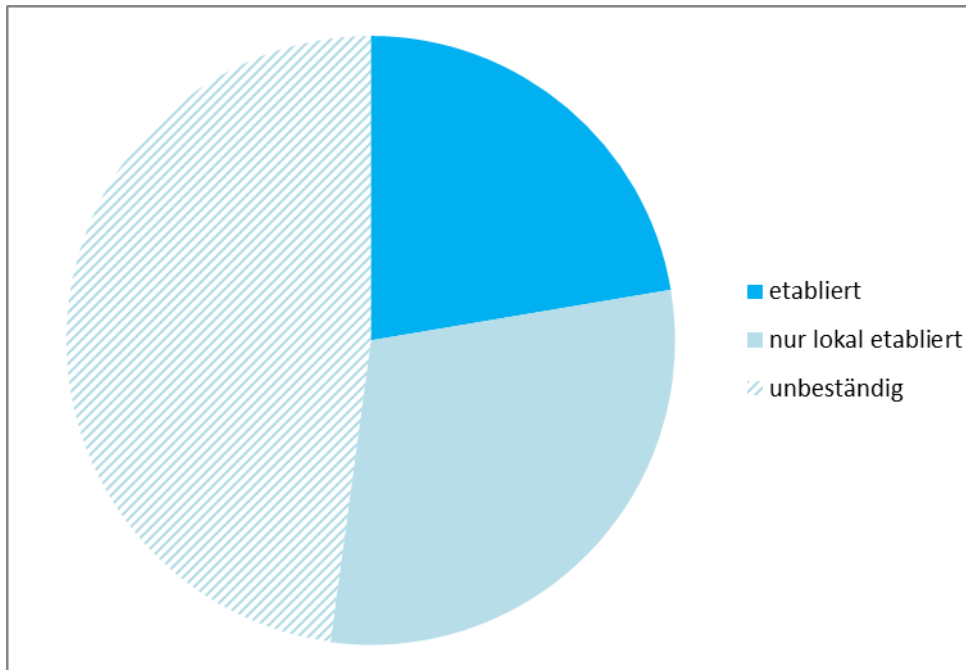
B=Burgenland, „=Wien, N=Niederösterreich, O=Oberösterreich, St=Steiermark, K=Kärnten, S=Salzburg, T=Tirol, V=Vorarlberg.



4.7 Sind alle aquatischen Neophyta in Österreich bereits etabliert?

Nicht ganz ein Viertel (22 %) der in Österreich vorkommenden aquatischen Neophyta ist hier dauerhaft und großräumig etabliert. Weitere 30 % der Arten konnten sich zumindest bereits lokal etablieren. Fast die Hälfte der Arten (48 %) kommt allerdings nur unbeständig vor. Solche Spezies werden bei Kartierungen immer wieder angetroffen, verschwinden aber meist nach kurzer Zeit wieder. In dieser Gruppe der unbeständigen Arten finden sich vor allem solche Spezies, die aus wärmeren Klimazonen stammen und hier den Winter nicht oder nur schwer überdauern können. Auch die „Aquarienflüchtlinge“ treten in natürlichen Gewässern meist nur unbeständig auf. Einige von ihnen konnten sich allerdings im warmen Abfluss des Warmbades Villach in Kärnten zumindest lokal etablieren.

Abbildung 6: Status der in Österreich vorkommenden aquatischen Neophyta.



4.8 Gibt es invasive aquatische Neophyta in Österreich?

Unter den Neophyta sind insbesondere die invasiven, also jene Arten, die sich ohne weiteres Zutun des Menschen ausbreiten, problematisch. Sie verdrängen durch Konkurrenzvorteile die ursprüngliche Vegetation und schaffen dabei Bedingungen, die der eigenen Art zur besseren Etablierung und Ausbreitung verhelfen. In Gewässern und am Gewässerrand wird die ursprüngliche Vegetation oft durch Massenvorkommen invasiver Arten fast vollständig ersetzt. Häufig sind dann schützenswerte oder funktional wichtige Lebensgemeinschaften bedroht und es entstehen Konflikte mit dem Naturschutz oder auch mit dem Wasserbau. Einige Arten verursachen sogar gesundheitliche Probleme für den Menschen.

4.8.1 Akut invasive aquatische Neophyta in Österreich

Akut invasiv wird in diesem Zusammenhang so verstanden, dass die Individuen einer Neobiota-Art so häufig sind, dass

- eine Verdrängung indigener Arten belegt ist
- und/oder Strukturen, Biotope, Standorteigenschaften oder ökosystemare Prozesse langfristig verändert werden.

Nach diesen Kriterien sind 11 der in Österreich vorkommenden aquatischen Neophyta als akut invasiv zu bezeichnen (Tabelle 2). Zwei davon siedeln im Gewässerbett selbst: *Elodea canadensis* als untergetauchte Art im Wasser und *Bidens frondosa* auf Schlamm-, Kies und Sandbänken. Die übrigen Arten besiedeln die Gewässerufer. Von den die Gewässerufer besiedelnden Arten sind zwei, *Fallopia japonica* und *Solidago gigantea* zudem als ökonomisch bedenklich einzustufen.

Aquatische Neophyta

Tabelle 2: Invasive aquatische Neophyta in Österreich.

Spezies	Deutscher Name	Lebensraum	Bemerkung
<i>Bidens frondosa</i>	Schwarzfrucht-Zweizahn	Schlamm-, Kies und Sandbänke	
<i>Elodea canadensis</i>	Kanada-Wasserpest	Im Wasser	
<i>Epilobium ciliatum</i>	Amerika-Weidenröschen	Gewässerufer	
<i>Fallopia japonica</i>	Japan-Flügelknöterich	Gewässerufer	ökonomisch bedenklich
<i>Helianthus tuberosus</i>	Topinambur	Gewässerufer	
<i>Impatiens glandulifera</i>	Drüsen-Springkraut	Gewässerufer	
<i>Rudbeckia laciniata</i>	Schlitzblatt-Sonnenhut	Gewässerufer	
<i>Solidago canadensis</i>	Kanada-Goldrute	Gewässerufer	
<i>Solidago gigantea</i>	Riesen-Goldrute	Gewässerufer	ökonomisch bedenklich
<i>Symphyotrichum lanceolatum</i>	Lanzett-Herbstaster	Gewässerufer	
<i>Symphyotrichum novi-belgii</i>	Neubelgien-Herbstaster	Gewässerufer	

4.8.2 Potentiell invasive aquatische Neophyta in Österreich

Sieben weitere Vertreter der aquatischen Neophyta in Österreich sind als potentiell invasiv zu betrachten. Solche Arten zeichnen sich dadurch aus, dass bei ihnen mittel- bis langfristig eine invasive Wirkung erwartet werden kann. Dies trifft besonders auf solche Arten zu, die in Nachbarländern bereits invasiv auftreten.

Tabelle 3: Potentiall invasive aquatische Neophyta in Österreich.

Spezies	Deutscher Name	Lebensraum	Bemerkung
<i>Cabomba caroliniana</i>	Karolinen-Haarnixe	Im Wasser	
<i>Elodea nuttallii</i>	Nuttall-Wasserpest	Im Wasser	
<i>Fallopia sachalinensis</i>	Sachalin-Flügelknöterich	Gewässerufer	(ökonomisch bedenklich)
<i>Fallopia x bohemica</i>	Bastard-Flügelknöterich	Gewässerufer	(ökonomisch bedenklich)
<i>Glyceria striata</i>	Streifen-Schwadengras	Gewässerufer	
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Riesen-Bärenklau	Gewässerufer	ökonomisch bedenklich, gesundheitsschädlich
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Verschiedenblatt-Tausendblatt	Im Wasser	



4.9 Besprechung der invasiven und potentiell invasiven aquatischen Neophyta

4.9.1 *Bidens frondosa* (Schwarzfrucht-Zweizahn)

Artbeschreibung

Bidens frondosa ist eine bis zu 2 m hohe, meist vom Grund auf verzweigte Pflanze. Der schwach vierkantige Stängel ist kahl und meist purpurn überlaufen. Die oft rötlichen Blätter sind gegenständig bis wechselständig und gefiedert. Die eilänglichen Fiederabschnitte sind grob gesägt. Die bräunlich-gelben Blüten stehen als Köpfchen in Zweier- oder Dreiergruppen. Die Früchte tragen Widerhaken, welche eine Verschleppung durch Tiere oder den Menschen begünstigen, sie werden auch mit dem Wasser verdriftet.

Abbildung 7: *Bidens frondosa* (Foto: © Michael Hohla).

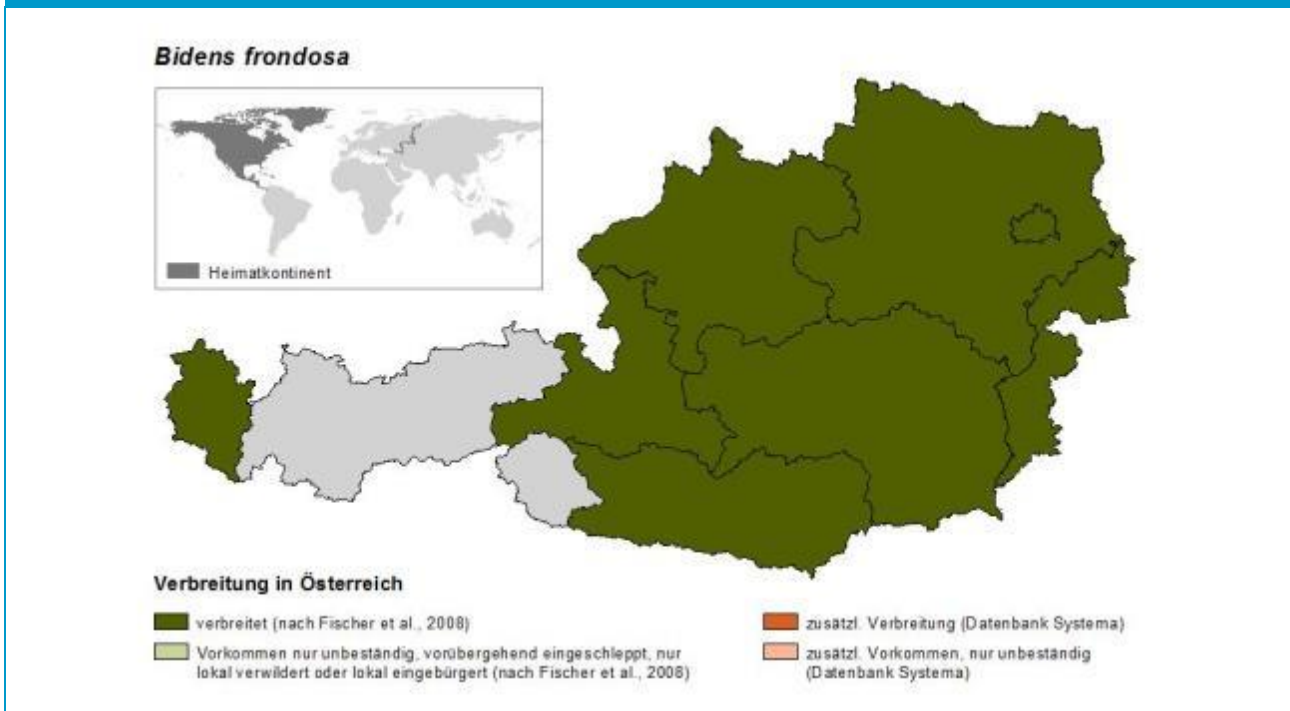


Ökologie

Die wärmeliebende Pionierpflanze ist ein typischer Flussbegleiter. In der collinen Höhenstufe besiedelt sie sandig-kiesige oder schlammige, zeitweise überschwemmte Ufer von größeren und kleineren Flüssen, Bächen und Kanälen. Daneben kommt sie an Teichen und Altwässern vor.

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Bidens frondosa stammt aus Nordamerika. Die Art ist seit 1891 in Mitteleuropa eingebürgert. Mit Ausnahme von Tirol ist *Bidens frondosa* in allen österreichischen Bundesländern anzutreffen (Abb. 10). Besonders häufig kann die Art entlang der großen Flüsse March und Thaya sowie auch an der Donau angetroffen werden.

Abbildung 8: Herkunft und Vorkommen von *Bidens frondosa* in Österreich.

Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Vor allem in den Flusstälern breitet sich *Bidens frondosa* auf Kosten der heimischen Art *Bidens tripartita* aus. *Bidens frondosa* keimt an Orten des gemeinsamen Vorkommens etwa 6 bis 10 Tage früher als *Bidens tripartita* und verdrängt die letztgenannte Art durch schnelleres Wachstum und die effektive Beschattung (Casper & Krausch 1980). Andere Autoren vertreten die Meinung, dass der Rückgang der indigenen Art und die gleichzeitige Ausbreitung der neophytischen Art nicht in kausalem Zusammenhang stehen, sondern als Ausdruck tiefgreifender anthropogener Veränderungen der Gewässerufer zu sehen sind (Keil 1999; Kowarik 2010). Gemäß Fischer et al. (2008) ist jedenfalls eine weitere Ausbreitung der Art in Österreich zu erwarten, die nach Einschätzung von Essl & Rabitsch (2002) vermutlich zu Naturschutzproblemen führen wird.

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Gemäß Essl & Rabitsch (2002) zählt *Bidens frondosa* zu jenen Neophyta-Arten, die invasiv in naturnahe Lebensräume eindringen und daher für den Naturschutz problematisch sind. Eine Eindämmung der Vorkommen und vor allem der weiteren Ausbreitung wäre daher anzustreben. Über effektive Methoden liegen derzeit keine detaillierteren Angaben vor.



4.9.2 *Cabomba caroliniana* (Karolinen-Haarnixe)

Artbeschreibung

Cabomba caroliniana ist eine meist rein submerse (untergetauchte) Wasserpflanze. Gelegentlich werden zur Blütezeit auch Schwimmblätter ausgebildet und die Blüten über die Wasseroberfläche gehoben. Die verzweigten Sprosse können mehr als 4 m lang werden und stehen meist so dicht, dass sie den Wasserkörper flacherer Gewässer mehr oder weniger raumerfüllend einnehmen (vgl. Abb. 11). Die Stängel tragen über ihre gesamte Länge fein zerteilte Unterwasserblätter, die in dicht aufeinanderfolgenden, zwei- bis dreizähligen Wirteln stehen. Die fächerförmigen Einzelblätter können dabei in bis zu 200 schmale Endzipfel aufgeteilt sein (Orgaard 1991). Die Schwimmblätter sind hingegen schildförmig und ganzrandig. Die Blüten sind blassgelb und relativ klein (bis max. 1,5 cm im Durchmesser).

Abbildung 9: *Cabomba caroliniana*.

Links und rechts unten: Massenbestand, rechts oben Einzelpflanze und Blüte (Fotos: :© Archiv systema GmbH).



Ökologie

Cabomba caroliniana kann Teiche, Seen sowie auch Gräben und Fließgewässer besiedeln. Dabei werden weiche und schlammige, v.a. mit organischem Material angereicherte Substrate bevorzugt. Die Art wächst gewöhnlich in einem Temperaturbereich zwischen 13°C und 27°C (Hussner et al. 2010). Lange Zeit wurde angenommen, dass die Art aufgrund dieser Temperaturpräferenzen in den gemäßigten Breiten Mitteleuropas nicht überleben kann. Wie jedoch bereits Schooler et al. (2006) feststellten, reicht die Verbreitung der Art von Seen und Teichen des tropischen Bereichs (Darwin, Australien) bis hin zu kalt temperierten Regionen in Kanada. Sogar längere Frostereignisse können unbeschadet überstanden werden (Wilson et al. 2007). Die Karolina Haarnixe ist außerdem in der Lage, durch die Ausbildung von Turionen (vegetative Fortpflanzungseinheiten) auch eine längere Eisbedeckung zu überdauern und im Frühjahr

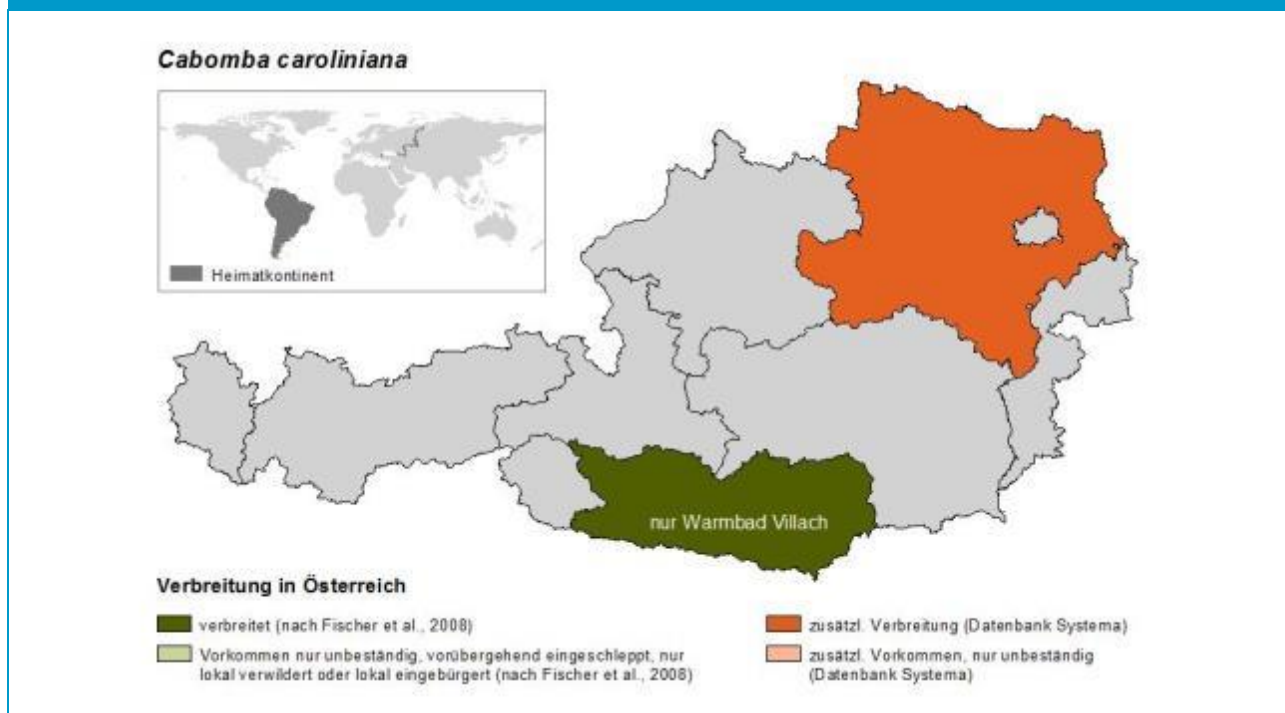
Aquatische Neophyta

wieder auszutreiben (Van der Vlugt 1994a, b). Die neuesten Befunde aus Österreich lassen sogar darauf schließen, dass die Art als intakte, vitale Pflanze unter dem Eis gut überwintern kann (Pall et al. 2011).

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Cabomba caroliniana ist in den subtropisch temperierten Regionen Südamerikas beheimatet. In Europa gilt die Art als Neophyt (Fischer et al. 2008). Vorkommen aus Ungarn sind bereits seit längerer Zeit bekannt. So kommt die Art dort in langsam fließenden Kanälen (Köder et al. 1999) sowie auch im Donaubereich vor (Meldung ORF ON Science, 25.09.2003). 2006 wurde *Cabomba caroliniana* erstmals in Deutschland nachgewiesen (Hussner et al. 2010). In Österreich waren beständige Vorkommen der Art bislang nur aus dem ganzjährig warm temperierten Abfluss des Warmbads Villach in Kärnten bekannt (Melzer 1968), konnten dort aber in neuerer Zeit nicht mehr bestätigt werden (Fischer et al. 2005, 2008). Auch in der Lobau wurde in den 1970er Jahren ein *Cabomba*-Vorkommen gemeldet (Schratt-Ehrendorfer, pers. Mitt.). Die Art war dort wahrscheinlich von Aquarianern ausgesetzt worden, konnte sich aber offensichtlich nicht halten. Die Funde von Pall et al. (2011) in einem Schotterteich südlich von Wien repräsentieren einen Wiederfund von *Cabomba caroliniana* in Österreich und den ersten Nachweis von massiven und über mehrere Jahre beständigen Vorkommen der Art in normal temperierten Gewässern in Österreich (vgl. Abb. 12).

Abbildung 10: Herkunft und Vorkommen von *Cabomba caroliniana* in Österreich.



Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Vorkommen von *Cabomba caroliniana* wirken sich negativ auf die indigenen Lebensgemeinschaften im Gewässer aus. In einer aktuellen Literaturstudie von Schultz & Dibble (2012) sind die Effekte auf Fischfauna und Makrozoobenthos-Gemeinschaften zusammengefasst. Vor allem aber die einheimische aquatische Flora wird durch Vorkommen von *Cabomba caroliniana* massiv beeinflusst. Innerhalb der dichten Bestände dieses Neophyten ist nicht nur die Lichtverfügbarkeit für andere Arten signifikant reduziert. Zusätzlich führen die hohe Konkurrenzkraft und auch allelopathische Effekte zu einer Veränderung der Struktur und Artenzusammensetzung des indigenen Makrophyteninventars (Elakovich & Wooten 1989). Laut Hogsden et



al. (2007) können einheimische Makrophyten innerhalb der *Cabomba*-Bestände zwar angetroffen werden, jedoch nur in geringen Dichten und unregelmäßig verteilt. In dem von der systema untersuchten Schotterteich südlich von Wien wurden innerhalb der dichten *Cabomba*-Bestände quasi keine anderen Makrophyten festgestellt. Heimische Arten konnten hier nur noch im Gewässerrandbereich auf den kiesigen Halden gefunden werden (Pall et al. 2011).

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Die Art *Cabomba caroliniana* verursacht aufgrund ihres hohen Verbreitungspotentials (kleinste Pflanzenfragmente bzw. Sprossstücke reichen zur vegetativen Verbreitung bereits aus) und ihrer Anpassungsfähigkeit an verschiedenste ökologische Bedingungen in vielen Regionen weltweit in Gewässern bereits ernsthafte Probleme (Hogsden et al. 2007; Schooler et al. 2006). So wurde die Art beispielsweise in Australien erstmals 1967 nachgewiesen. Sie breitete sich dort äußerst rasch aus und musste bereits in den 1990er Jahren intensiv bekämpft werden (Mackey 1996). Ähnliche Entwicklungen und Probleme werden aus Nordamerika berichtet (Bultemeier 2008; Hogsden et al. 2007; Invasive Plants website vom 21.01.2006). Auch in Mitteleuropa ist offensichtlich das Potential zu einer raschen Ausbreitung gegeben. So beobachteten z.B. Hussner et al. (2010) in Deutschland die Ausbreitung der Art vom Erstfund im Rohrkolbensee 2006 innerhalb von nur zwei Jahren auf das gesamte Gewässer. Eine äußerst rasche Ausbreitung wird in unseren Breiten gemäß Schooler et al. (2006) zusätzlich dadurch begünstigt, dass die im Ursprungsland vorhandenen Fraßfeinde (v.a. *Hydrotimetes natans* und *Paracles spp.*) fehlen.

Vor allem aus naturschutzfachlicher Sicht ist daher eine rasche und möglichst vollständige Dezimierung der *Cabomba*-Bestände im Schotterteich südlich von Wien dringendst anzustreben. Eine Ausbreitung der Art in andere Gewässer kann bei derart massigen Vorkommen quasi nicht verhindert werden. Hier spielt neben der Verbreitung durch Wasservögel besonders auch die Verbreitung durch den Menschen eine Rolle (mit den Pflanzen spielende Kinder, unachtsame Entsorgung von aufschwimmenden Pflanzenteilen oder von Mähgut). Auch das Umsetzen von Booten aus bereits mit dem Neophyten bewachsenen Gewässern in andere stellt eine Verbreitungsmöglichkeit dar (Jacobs & Macisaac 2009). Vor diesem Hintergrund erscheint ein Mähmanagement zur Ermöglichung der Nutzbarkeit für den Erholungsbetrieb mittels angemieteten Mähboot besonders problematisch.

In der Literatur (überwiegend aus Amerika und Australien) sind vor allem Bekämpfungsmöglichkeiten mit Herbiziden beschrieben. Im Schotterteich südlich von Wien werden derzeit andere, auch in Österreich mögliche Methoden zur möglichst vollständigen Eliminierung von *Cabomba caroliniana* getestet.

4.9.3 *Elodea canadensis* und *Elodea nuttallii* (Kanada- und Nuttall-Wasserpest)

Artbeschreibung

Elodea canadensis und *Elodea nuttallii* sind untergetauchte Wasserpflanzen. Die Sprosse sind 1 bis 2 mm dick, dicht wirtelig beblättert und können mehr als 4 m lang werden. Beide Arten bilden bei uns so gut wie nie Blüten aus und sind anhand von vegetativen Merkmalen nur äußerst schwierig voneinander zu unterscheiden. In der Regel sind die Blätter von *Elodea canadensis* etwas breiter und weniger zurückgekrümmt als jene von *Elodea nuttallii*. Beide Arten sind aber äußerst variabel und sichere Unterscheidungen sind daher meist nur mittels chemischer oder genetischer Tests möglich.

Abbildung 11: *Elodea canadensis* (Foto: © Archiv systema GmbH).



Ökologie

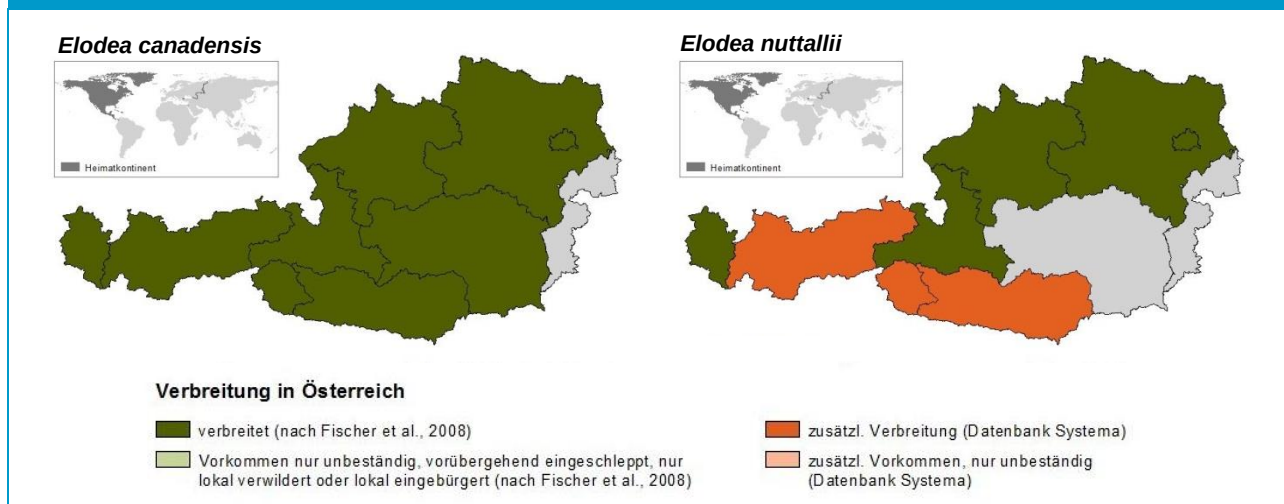
Die beiden Wasserpest-Arten besiedeln Still- und Fließgewässer, wobei *Elodea nuttallii* auch höhere Fließgeschwindigkeiten erträgt. In Seen können beide Arten bis in Tiefen von mehr als 10 m vordringen (Pall et al. 2005). *Elodea canadensis* gilt als Indikator für eutrophe Bedingungen (Forest 1977). Diese Klassifizierung wird durch Untersuchungen von Kohler & Schiele (1985) an Fließgewässern sowie durch die Verbreitungsmuster an bayerischen Stillgewässern (Melzer et al. 1986, 1987, 1988) bestätigt. Als Stickstoffquelle kann die Pflanze ausschließlich Ammonium verarbeiten (Münch 1989). Sie stellt deshalb auch einen zuverlässigen Indikator für die Einleitung von Abwasser dar, das meist erhöhte Konzentrationen dieses Ions aufweist (Höll 1970). Über die ökologischen Ansprüche von *Elodea nuttallii* ist wenig bekannt. Nach eigenen Erfahrungen vermag die Art offensichtlich das gesamte Spektrum von ultra-oligotrophen bis zu eu- bis hypertrophen Standorten zu besiedeln (Pall & Janauer 1999; Pall et al. 2005).

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Die ursprünglich in Nordamerika beheimatete *Elodea canadensis* wurde erstmals 1836 in Europa (Irland) beobachtet. Die Art gelangte vermutlich als Schiffsballast hierher, wurde dann aber in Botanischen Gärten kultiviert und von dort in natürliche Gewässer gebracht. Seit 1859 breitete sich die Art dann auch in Mitteleuropa aus. *Elodea canadensis* ist hier fast nur durch weibliche Individuen vertreten, weshalb die Vermehrung ausschließlich vegetativ erfolgt. Trotzdem beeinträchtigte die Art in der Zeit nach ihrer Einschleppung zeitweilig durch Massenentwicklung erheblich Fischerei und Schiffsverkehr. Die Bestände gingen jedoch sehr schnell wieder zurück, was von Lang (1973) für den Bodensee und von Lachavanne & Wattenhofer (1975) für den Genfer See dokumentiert ist. Eine entsprechende Entwicklung in den letzten Jahrzehnten war auch in Fließgewässern zu beobachten (Kohler 1995). Als Ursache für den raschen Rückgang wird neben biotischen Faktoren (Walker 1912) vor allem auch Nährstoffmangel (Salisbury 1961) in Betracht gezogen. Heute gehört *Elodea canadensis* in Österreich zu den weniger häufigen Arten und Massenentwicklungen sind ausschließlich in stark nährstoffbelasteten Gewässerabschnitten zu beobachten.

Elodea nuttallii stammt ebenfalls aus den gemäßigten Breiten Nordamerikas, wo sie in kalkreichen Seen, Teichen und langsam strömenden Flüssen wächst (Cook & Urmi-König 1985). Nach Europa wurde die Art vermutlich als Aquarienpflanze, etwa 100 Jahre später als *Elodea canadensis*, eingeschleppt. Über Belgien und die Niederlande erreichte sie in den 1970er Jahren Westdeutschland (Ehrendorfer 1973; Wolff 1980). In den 1980er Jahren wurde sie erstmals in bayerischen Seen (Chiemsee und Ammersee) vorgefunden (Melzer et al. 1986, 1988). Adler et al. (1994) beschreiben noch das Vorkommen der Art in Österreich als nicht gesichert. Sie wurde seither jedoch vermehrt in der Donau und ihren Nebengewässern (Pall & Janauer 1995, 1999; Pall 1998) sowie in zahlreichen österreichischen Seen (Pall et al. 2005) nachgewiesen.

Abbildung 12: Herkunft und Vorkommen von *Elodea canadensis* und *Elodea nuttallii* in Österreich.



Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Elodea canadensis ist – mit Ausnahme des Burgenlands – in ganz Österreich verbreitet, zählt aber zu den weniger häufigen Wasserpflanzenarten. Durch die zunehmende Verbesserung der Wasserqualität (Reduktion der Nährstoffbelastung) in Flüssen und Seen ist die eutraphente (nährstoffliebende) Art in Österreich heute eher im Rückgang begriffen. Eine maßgebliche Beeinträchtigung der indigenen aquatischen Flora kann daher aktuell weitgehend ausgeschlossen werden.

Anders verhält es sich mit *Elodea nuttallii*. Ihre große Stärke ist die sehr weite ökologische Amplitude, verbunden mit der Fähigkeit, sich auch aus kleinsten Sprossstücken äußerst rasch zu etablieren. Die Art traf weitaus später als *Elodea canadensis* in Österreich ein und findet hier, da sie auch unter oligotrophen Verhältnissen gut wachsen kann, ausreichend geeigneten neuen Lebensraum vor.

Nach unserer Einschätzung ist die Art derzeit in Österreich in Ausbreitung begriffen. Hierbei kommt es allerdings bislang zu keinen „verheerenden Massenentwicklungen“, wie sie im Falle von *Elodea canadensis* bei deren Ankunft in Europa beobachtet werden konnten. Dichte Bestände werden z.B. in der Neuen Donau in Wien ausgebildet. Wenngleich hierdurch sicherlich einiges an aquatischem Lebensraum „besetzt“ ist, sind in dem Gewässer aber auch zahlreiche heimische Wasserpflanzenarten gut etabliert. Auch im österreichischen Donauabschnitt ist *Elodea nuttallii* weit verbreitet. Hier besiedelt sie vor allem Abschnitte mit sehr langsam fließendem bis stehendem Wasser außerhalb des Hauptstroms, wie größere Buchten und v.a. Häfen. In den genannten Gewässerabschnitten sind die Standortbedingungen meist für ein Wachstum heimischer Wasserpflanzenarten ungeeignet. Es kommt hier also überwiegend nicht zur Verdrängung der heimischen Vegetation, sondern zu Neubesiedlungen durch den Neophyten.

Kritischer ist die Situation in oligotrophen Gewässern einzuschätzen. Hier kommt es unserer Meinung nach durchaus zur Verdrängung indigener aquatischer Arten. Diese sind meist hochspezialisiert und nur unter für sie optimalen Bedingungen konkurrenzkräftig. Vor allem nach Störungen, die zu einer massiven Schwächung oder dem Ausfall der heimischen Flora führen, kann es leicht passieren, dass sich *Elodea nuttallii* sehr schnell etablieren kann und hierdurch die Wiederbesiedlung mit heimischen Arten behindert. Oft sind solche Störungen anthropogener Natur (Gewässerverunreinigung, Eutrophierung etc.). Die Ausbreitung des Neophyten ist in diesen Fällen dann eher als Symptom und nicht als Ursache des unerwünschten Artenwechsels zu sehen, denn die Art nimmt den Platz jener Arten ein, die zuvor durch anthropogene Belastungen verdrängt worden sind.

Ein entsprechender Wirkzusammenhang ist für den Mondsee anzunehmen (Pall et al. 2003). Offensichtlich konnten sich die *Elodea*-Bestände in der Reoligotrophierungsphase des Mondsees rascher etablieren, als die heimischen Wasserpflanzenarten. Möglicherweise erschweren die Bestände der Art hier nun mancherorts vor allem das Aufkommen von Characeen. Es ist davon auszugehen, dass sich die aquatische Vegetation des Mondsees in absehbarer Zeit an die geänderten trophischen Gegebenheiten anpassen und wieder in Richtung der typspezifischen Ausprägung mit dominanter Characeenvegetation entwickeln wird. Eine vollständige Rückkehr zum „Referenzzustand“ ist jedoch aufgrund der Einwanderung des Neophyten *Elodea nuttallii* nicht zu erwarten.

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Im Falle von *Elodea canadensis* besteht aus unserer Sicht derzeit keine Notwendigkeit zur Bekämpfung. Die Art ist eher im Rückgang begriffen und tritt unter nährstoffreichen Bedingungen eingefügt in die heimische Flora auf. Im Falle von *Elodea nuttallii* wäre die Notwendigkeit gegeben, die Möglichkeit wird aber aufgrund der bereits weiten Verbreitung der Art in Österreich und der schwierigen Greifbarkeit (Vorkommen bis in Wassertiefen von mehr als 10 m) als unrealistisch eingeschätzt.

4.9.4 *Epilobium ciliatum* (Amerika-Weidenröschen)

Artbeschreibung

Die Pflanzen werden bis zu 1,3 m hoch und sind oft rötlich überlaufen. Zumindest der obere Teil des Stängels ist mit abstehenden Drüsenhaaren und krausen, drüsenlosen Haaren besetzt. Die Blätter sind eilanzettlich bis länglich lanzettlich, allmählich zugespitzt und am Grund abgerundet bis gestutzt, plötzlich in einen kurzen Stiel verschmälert. Die Blüten sind weiß bis rosa und ca. 1 cm im Durchmesser.

Abbildung 13: *Epilobium ciliatum* (Foto:© Michael Hohla).

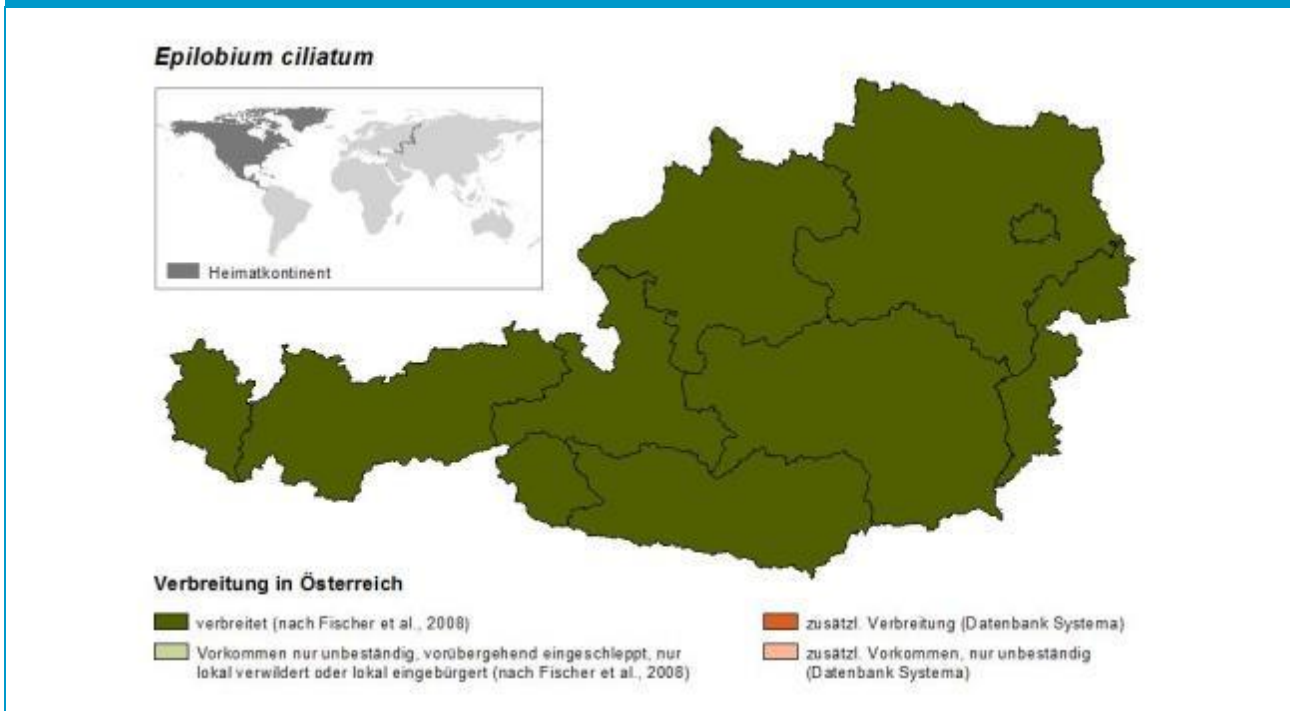


Ökologie

Epilobium ciliatum besiedelt feuchte Ruderalstellen in der collinen und montanen Höhenstufe. Die Art kann auch an Grabenrändern und Gewässerufeln in Röhrichten und feuchten Hochstaudenfluren gefunden werden.

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Epilobium ciliatum stammt aus Nordamerika und gelangte vermutlich zusammen mit Forstpflanzen nach Europa (Kowarik 2010). Die Art wurde in Mitteleuropa erstmals 1891 beobachtet (Lohmeyer & Sukopp 1992) und gehört hier zu den ausbreitungsstärksten Neophyten der letzten Jahrzehnte (Jäger 1986; Schmidt et al. 2008). In Österreich ist *Epilobium ciliatum* seit ca. 1950 bekannt und stark in Ausbreitung begriffen (Fischer et al. 2008). Erste Vorkommen im Waldviertel werden für die 1960er Jahre (Melzer 1986) und in der Steiermark und im Burgenland für Anfang der 1970er Jahre angegeben (Melzer 1973 1976 bzw. Traxler 1976, 1984). Heute ist *Epilobium ciliatum* in ganz Österreich verbreitet (Abb. 16).

Abbildung 14: Herkunft und Vorkommen von *Epilobium ciliatum* in Österreich.

Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Massenbestände von *Epilobium ciliatum* verdrängen die heimische Vegetation. Hierbei ist insbesondere die mögliche Zurückdrängung indigener *Epilobium*-Arten mit ähnlichen Standortansprüchen als problematisch zu betrachten (Essl & Walter 2005). Auch bastardisiert die Art häufig mit heimischen Arten (M. Hohla, pers. Mitt.).

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Gemäß Essl & Rabitsch (2002) zählt *Epilobium ciliatum* zu jenen Neophyta-Arten, die invasiv in naturnahe Lebensräume eindringen und daher für den Naturschutz problematisch sind. Eine Eindämmung der Vorkommen und vor allem der weiteren Ausbreitung wäre daher anzustreben. Eine Bekämpfung in größerem Umfang erscheint aber aufgrund der weiten Verbreitung und der großen Ähnlichkeit zu einheimischen Arten als eher schwierig Essl & Walter (2005).

4.9.5 *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinensis* und *Fallopia x bohemica* (Japan-, Sachalin- und Bastard-Flügelknöterich)

Artbeschreibung

Fallopia japonica und *Fallopia sachalinensis* sowie der Hybrid dieser beiden Arten, *Fallopia x bohemica*, sind hohe und sehr dichte Stauden. Die knotigen Sprosse tragen große, dreieckige Blätter. *Fallopia japonica* wird ca. 3 m hoch, die Stängel sind deutlich rot gefleckt, die Blätter ca. 10 bis 20 cm lang, dick lederartig und kahl, kurz zugespitzt und am Grund rechtwinklig gestutzt. *Fallopia sachalinensis* wird bis 5 m hoch, die Stängel sind rein grün, die Blätter ca. 30 bis 45 cm lang, dünn, weich und unterseits behaart, spitz zulaufend und am Grund deutlich herzförmig. Der Hybrid *Fallopia x bohemica* liegt die genannten Merkmale betreffend zwischen beiden Elternarten.

Fallopia bildet im Boden bis zu 10 m lange und bis zu 10 cm dicke, verzweigte Rhizome, die bis in 2 m Tiefe reichen können. Trotz der Größe der Pflanzen liegt der überwiegende Teil der Biomasse daher unter der Erde. Es werden weiße bis grünliche, lange Blütenstände gebildet. Wenngleich es teilweise zur Ausbildung keimfähiger Samen kommt, spielt die Reproduktion über diese in Europa kaum eine Rolle. Die Vermehrung erfolgt ganz überwiegend vegetativ, bevorzugt über das Ausläufersystem. Die Verbreitung entlang der Flussläufe erfolgt über abgerissene und v.a. bei Hochwasser abgeschwemmte Spross- und Wurzelteile, wobei bereits kleinste Bruchstücke zur Bildung von neuen Pflanzen ausreichen. *Fallopia* ist äußerst schnellwüchsig und kann bis zu 30 cm täglich an Länge zulegen.

Abbildung 15: *Fallopia japonica* (Foto: © Archiv systema GmbH).



Ökologie

Fallopia besiedelt in Mitteleuropa bevorzugt die Ufer von Fließgewässern, wobei Nährstoffreichtum und gelegentliche Überflutungen das Wachstum fördern. Die Pflanzen kommen mit unterschiedlichsten Standortbedingungen zurecht. Lediglich lang andauernde Überflutungen und starke Beschattung werden nicht vertragen. Eine besonders weite ökologische Amplitude hat der in Europa entstandene Hybrid *Fallopia x bohemica*, der auch insgesamt an die hier herrschenden Bedingungen besser angepasst ist als die beiden Elternarten.

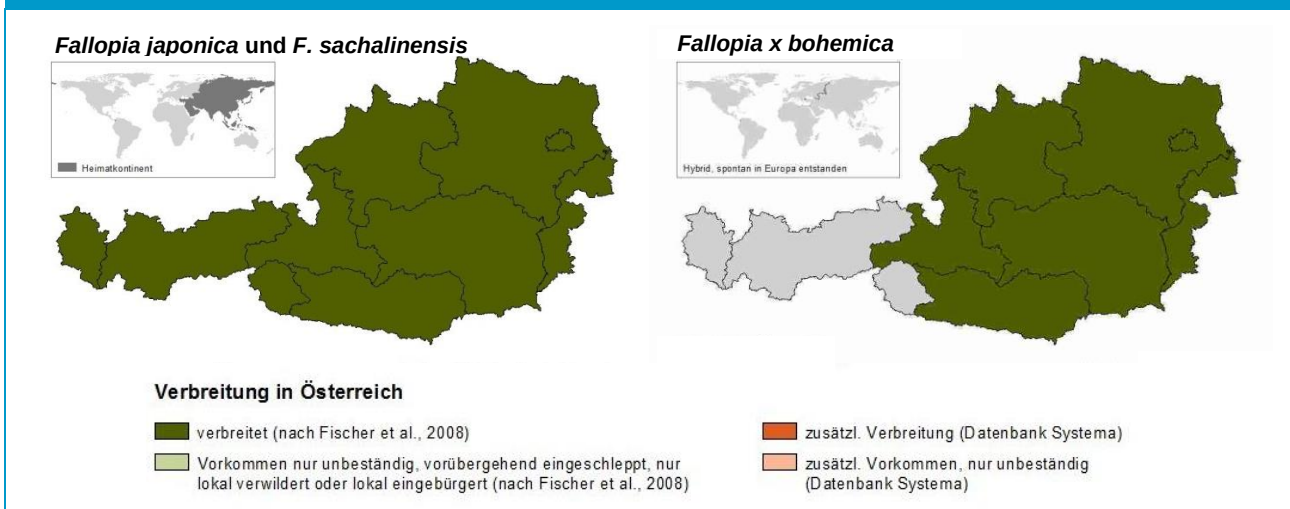
Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Fallopia japonica und *Fallopia sachalinensis* stammen aus Japan und dem Süd-Sachalin. *Fallopia japonica* wurde Anfang des 19. Jahrhunderts (Hegi 1981) als Zier- und Viehfutterpflanze (Ludwig et al. 2000) nach Europa gebracht. Die Art verwilderte bereits Mitte des 19. Jahrhunderts aus Gärten und Parkanlagen und breitete sich bevorzugt entlang von Fließgewässern aus. Geeigneten Lebensraum fand sie dabei insbesondere an Stellen, an denen die natürliche Vegetation entfernt worden war (Wittig 1991). Eine große Ausbreitungswelle erfuhr *Fallopia japonica* im 20. Jahrhundert mit der intensiv betriebenen Errichtung von Uferbefestigungen und –verbauungen.

Eine ähnliche Einwanderungsgeschichte hat auch *Fallopia sachalinensis*. Die Einführung der Art nach Europa wird für die 1860er Jahre beschrieben und erste Verwilderungen sind seit Ende des 19. Jahrhunderts bekannt (Essl & Walter 2005). *Fallopia x bohemica* ist in Europa als Hybrid der beiden Arten entstanden. In der Heimat der beiden Elternarten kommt der Hybrid nicht vor.

Fallopia japonica und *Fallopia sachalinensis* sind bereits in ganz Österreich verbreitet. *Fallopia x bohemica* in allen Bundesländern mit Ausnahme von Vorarlberg und Tirol.

Abbildung 16: Herkunft und Vorkommen von *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinensis* und *Fallopia x bohemica* in Österreich.



Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Fallopia bildet an den Wuchsorten weitläufige und dichte Bestände und übt damit einen sehr großen Konkurrenzdruck (Wurzel-, Licht- und Nahrungskonkurrenz) auf die übrige Vegetation aus. *Fallopia* kann Struktur und Arteninventar der betroffenen Ökosysteme vollkommen verändern (Böhmer et al. 2000). Dichte Bestände führen sehr rasch zur Artenverarmung. Besonders problematisch sind hierbei die Verdrängung der autochthonen Vegetation von Flussauen und die damit verbundene erhöhte Erosionsanfälligkeit betroffener



Uferpartien (Böhmer et al. 2000). Wie bei allen Stauden sterben im Herbst die oberirdischen Pflanzenteile ab, wobei die Reservestoffe im Rhizom gesammelt werden. Da die Pflanzen im Folgejahr erst relativ spät austreiben, bleibt der Boden lange Zeit unbedeckt. Dies und die Tatsache, dass kaum oberflächliche Feinwurzeln gebildet werden, bedingt – besonders vom Winter bis zum Frühsommer – eine geringe Stabilität des Bodens an den Wuchsorten (Walser 1995, ÖWAV 2013).

Ein weiteres Problem entsteht durch die Ausläuferbildung. Die kräftigen Rhizome durchbrechen sogar Asphaltdecken und sprengen durch ihr Dickenwachstum Uferbefestigungen (Blockwürfe, Steinschichtungen, Mauern). *Fallopia*-Bestände können somit an Bauwerken und Straßen massive Schäden anrichten (ÖWAV 2013).

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Vorkommen von *Fallopia* sind nicht nur aus naturschutzfachlicher Sicht (Verdrängung der heimischen Vegetation, Behinderung der natürlichen Sukzession), sondern auch aus wasserbaulicher Sicht problematisch. Die Bekämpfung der drei *Fallopia*-Taxa muss daher höchste Priorität haben (ÖWAV 2013), wenngleich diese aufwändig und langwierig ist.

Möglichkeiten zur Bekämpfung werden in den ÖWAV Steckbriefen (ÖWAV 2013) und im Handbuch zur Ufervegetationspflege des Lebensministeriums (Eberstaller-Fleischanderl et al. 2008) detailliert beschrieben. Die wirkungsvollsten technischen Möglichkeiten sind Ausreißen und Ausgraben der Pflanzen, wobei sehr sorgfältig vorgegangen werden muss. Können Bestände mitsamt ihrer Rhizome nicht mehr vollständig entfernt werden, sollte über mehrere Jahre hindurch mehrmals jährlich gemäht werden. Wichtig ist hierbei vor allem eine möglichst gründliche Mahd im Herbst vor der Einlagerung der Reservestoffe ins Rhizom. In jedem Fall ist strengstens darauf zu achten, dass das Pflanzenmaterial (Spross und Wurzeln) vollständig entfernt und fachgerecht entsorgt wird, da selbst aus kleinsten Bruchstücken neue Pflanzen entstehen können. Wichtig ist es daher auch, die Bekämpfung von *Fallopia*-Beständen an Flüssen immer von der Quelle aus flussabwärts vorzunehmen.

Auch Beweidung (Schafe, Ziegen, Rinder) ist eine effiziente Maßnahme, um das Wachstum von *Fallopia*-Beständen einzudämmen (Eberstaller-Fleischanderl et al. 2008). Das Aufkommen von *Fallopia*-Beständen kann weiters durch eine Ansiedlung hochwüchsiger Holzgewächse sowie durch den Einbau von Weidenspreitlagen (Korb- und Purpurweiden) behindert werden (ÖWAV 2013). Details zu den Bekämpfungsmaßnahmen sind Kowarik (2010) zu entnehmen.

4.9.6 *Glyceria striata* (Streifen-Schwadengras)

Artbeschreibung

Glyceria striata ist ein ausdauerndes, ca. 0,5 bis 1 m hohes, unterirdische Ausläufer treibendes Gras. Die Blattspreiten sind 2 bis 6 mm breit, flach oder gefaltet, nur schwach rau und kurz oder allmählich zugespitzt. Die oft überhängenden Rispen sind ca. 5 bis 20 cm lang, locker ausgebreitet und tragen grüne bis purpurne Ährchen. Blütezeit ist von Juni bis August.

Abbildung 17: *Glyceria striata* (Foto: © Michael Hohla).

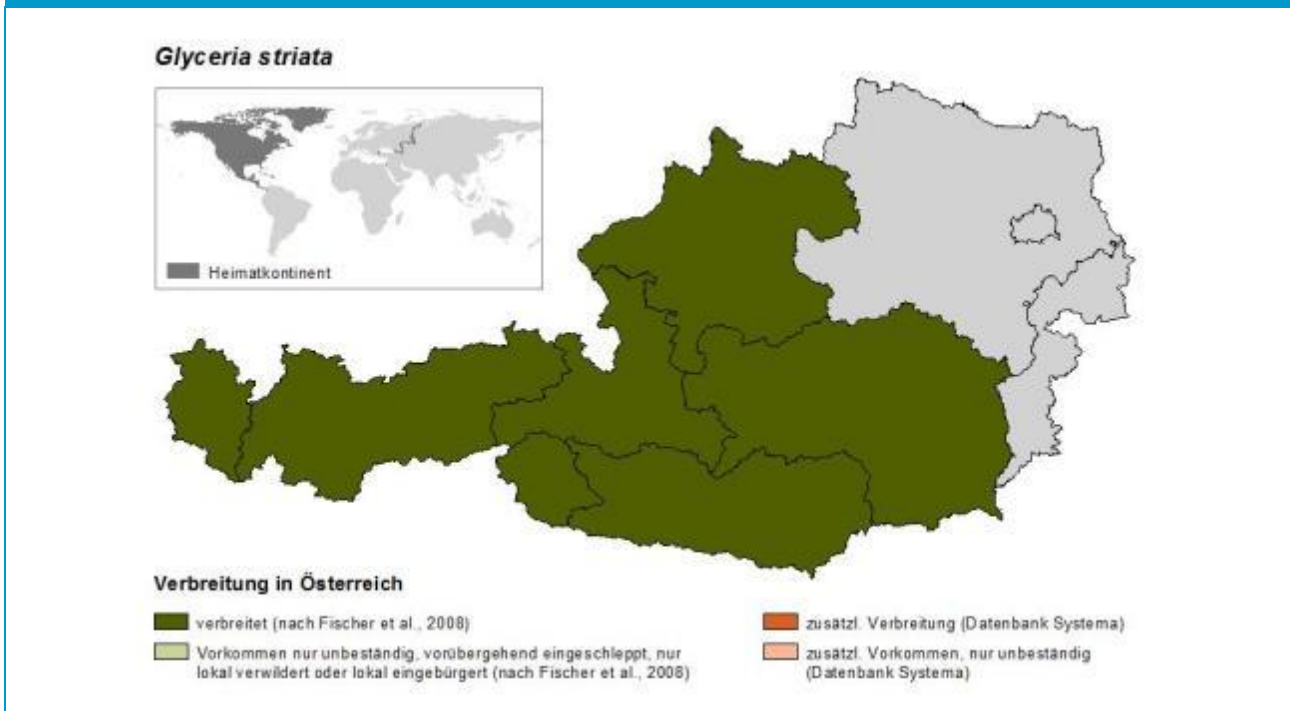


Ökologie

Glyceria striata wächst auf frischen bis wechselfeuchten, zeitweilig überstauten und relativ sauren Böden, vor allem in Sümpfen und Wassergräben. Die Art kann auch am Rande von Tümpeln und Seen auf zeitweilig überschwemmten Standorten gefunden werden. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in der collinen bis montanen Höhenstufe (Fischer et al. 2008).

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Die aus Nordamerika stammende *Glyceria striata* wurde erstmals 1895 in Westeuropa (Frankreich) gefunden (Casper & Krausch 1980). Die Art wurde vermutlich mit aus Amerika importierten Futtermitteln dorthin gebracht. Korneck & Schnittler (1994) beobachteten im Rheinland (Deutschland) vor allem eine Verbreitung entlang von Reitwegen und führten diese auf sekundäre Ausbreitung über Pferdekot zurück. In Österreich wurde *Glyceria striata* erstmals 1966 registriert und ist bereits in allen Bundesländern außer in Wien, Niederösterreich und dem Burgenland anzutreffen (Essl & Rabitsch 2002).

Abbildung 18: Herkunft und Vorkommen von *Glyceria striata* in Österreich.

Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Glyceria striata verursacht im benachbarten Ausland durch invasives Auftreten in naturnahen Lebensräumen bereits Naturschutzprobleme (Essl & Rabitsch 2002) und ist daher als potentiell invasiv eingestuft.

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

In Österreich verursacht *Glyceria striata* derzeit noch keine Probleme. Auf das weitere Ausbreitungsverhalten der Art sollte aber besonderes Augenmerk gelegt werden (Essl & Rabitsch 2002).

4.9.7 *Helianthus tuberosus* (Topinambur)

Artbeschreibung

Helianthus tuberosus ist eine rasch wachsende, 1 bis 3,5 m hohe Pflanze, deren oberirdische Teile im Winter absterben. Die länglich eiförmigen Blätter sind oberseits rau, unterseits flaumig behaart und gegenständig (nur die obersten wechselständig). Die leuchtend gelben Blüten können einen Durchmesser von bis zu 8 cm erreichen. Aufgrund der späten Blüte und der Empfindlichkeit gegenüber Nachtfrösten werden kaum keimfähige Samen ausgebildet. Die Vermehrung erfolgt daher ganz überwiegend vegetativ – kleinräumig durch Ausläuferbildung und großräumig v.a. durch Verdriftung von Wurzelknollen bzw. Rhizomstücken.

Abbildung 19: *Helianthus tuberosus* (Foto: © Michael Hohla).



Ökologie

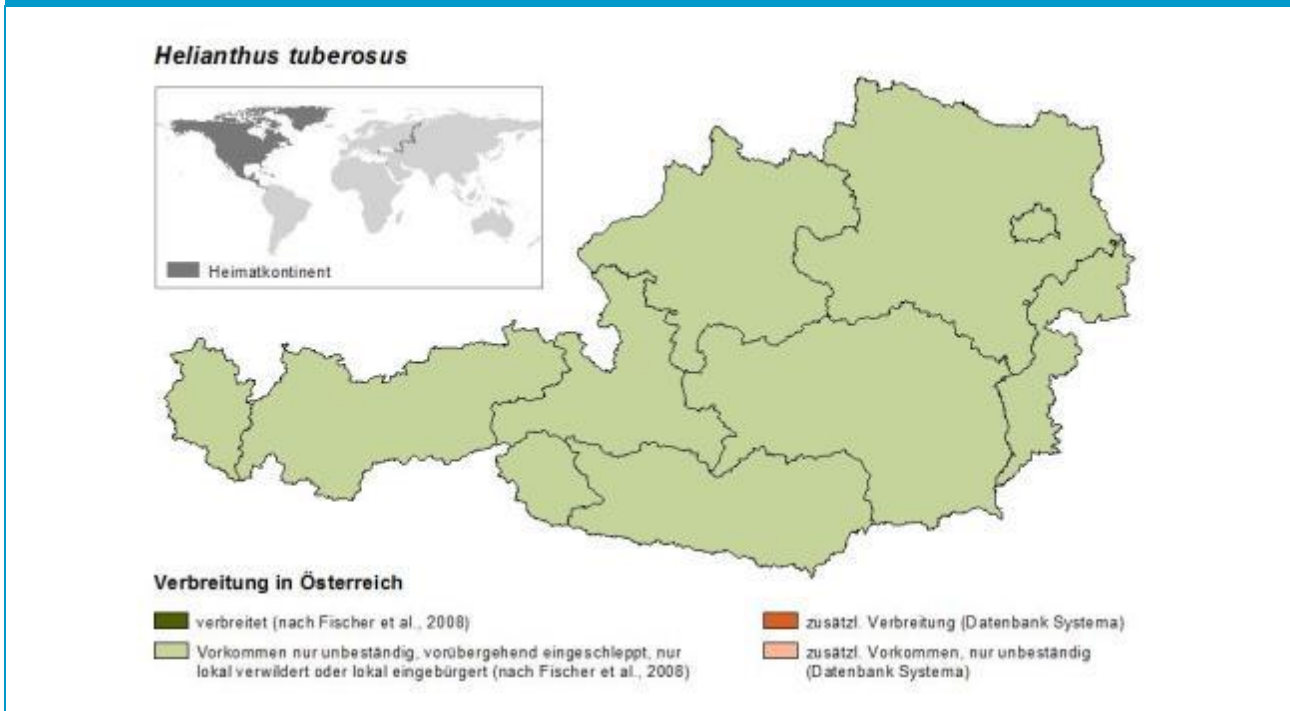
Vorkommen der Art finden sich vor allem entlang von Gewässerufeln. In größeren Beständen kommt sie im Überschwemmungsbereich von Fließgewässern vor, wobei vor allem nährstoffreiche Sand- und Lehmböden besiedelt werden. *Helianthus tuberosus* ist eine Volllichtpflanze.

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Der Topinambur war bereits in seiner Heimat, dem östlichen Nordamerika und Mittelamerika, wegen seiner inulinhaltigen Knollen von Indianern kultiviert worden (Kowarik 2010). Er gelangte um 1600 nach Europa und wurde dort wie Erdäpfel genutzt. Mit der Einfuhr der viel ertragreicheren Kartoffel (*Solanum tuberosum*) verlor er aber bald an Bedeutung (Nentwig 2010). Seither ist *Helianthus tuberosus* vor allem eine beliebte Gartenpflanze. Weiters gilt der Topinambur als wertvolle Bienenweide (Jaesch 1992). Verwilderungen von *Helianthus tuberosus* in größerem Ausmaß waren in Mitteleuropa seit 1830 erkennbar. Ausbreitungen in Österreich erfolgten etwa seit Mitte des 20. Jahrhunderts. *Helianthus tuberosus* kann heute in ganz

Österreich gefunden werden, gilt aber überall noch nicht als verbreitet. Die Art ist überwiegend erst im Einbürgerungsprozess (z.B. Bundesland Salzburg, Wittmann & Pils 1997), vereinzelt werden aber auch schon Massenvorkommen beobachtet (z.B. unteres Mühlviertel; Pils 1999).

Abbildung 20: Herkunft und Vorkommen von *Helianthus tuberosus* in Österreich.



Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Mit seinen unterirdischen Ausläufern und Wurzelknollen ist der Wurzel-Kriechpionier *Helianthus tuberosus* in der Lage, in bestehende Pflanzengesellschaften einzudringen und die anderen Pflanzen durch Beschattung zu verdrängen (Nentwig 2010). Dies gelingt vor allem deshalb, da die Art mit Wuchshöhen von mehr als 3 m alle einheimischen Uferstauden überragt (Kowarik 2010). Das Ausbreitungspotential der Art ist dabei vor allem entlang von Fließgewässern sehr groß. *Helianthus tuberosus* breitet sich derzeit in Österreich vor allem in flussbegleitenden Hochstaudenfluren stark aus und bildet dort Dominanzbestände (Essl & Walter 2002).

Da die Pflanzen im Winter bis auf die Wurzelknollen, die ca. 10 bis 20 cm unter der Oberfläche liegen, absterben, ist der Boden an ihren Standorten im Winter und Frühjahr weitestgehend vegetationsfrei. Hierdurch steigt die Erosionsgefahr durch Hochwässer. Weiters werden die inulinhaltigen Knollen häufig von Nagetieren ausgegraben, wodurch weitere Angriffspunkte für Frühjahrshochwässer entstehen (Lohmeyer 1969, 1971).

Massenvorkommen von *Helianthus tuberosus* können auch ökosystemare Abläufe verändern, da in den hochwüchsigen und dichten Beständen die Sukzessionsgeschwindigkeit von Hochstaudenfluren zu Gehölzbeständen durch schlechtere Keimungs- und Etablierungsbedingungen für Gehölze stark verlangsamt wird (Essl & Rabitsch 2002). So wird auch insbesondere in Auwäldern die Verjüngung von Gehölzen behindert (Lohmeyer & Sukopp 1992).



Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Gemäß Hartmann et al. (1995) gibt es gute Möglichkeiten zur mechanischen Bekämpfung von *Helianthus tuberosus*: Im Frühjahr können die jungen Pflanzen und auch kleine Bestände inklusive ihre Knollen herausgezogen oder ausgegraben werden. Bei größeren Beständen bringen zweimaliges Mähen oder Mulchen Ende Juni und im August über einen Zeitraum von zwei Jahren gute Erfolge. Anschließend sind Neupflanzungen mit standortgerechten Arten und laufende Kontrollen notwendig, um den Bestand langfristig zu verdrängen (ÖWAV 2013).

4.9.8 *Heracleum mantegazzianum* (Riesen-Bärenklau)

Artbeschreibung

Heracleum mantegazzianum erreicht mehr als 3 m Wuchshöhe und die hohlen Stängel werden am Grunde bis zu 10 cm dick. Die bis zu 1 m langen, behaarten Blätter sind tief 3- oder 5-teilig mit wenig tief fiederteiligen Abschnitten. Die weißen oder gelbgrünen Doldenblüten erreichen Durchmesser von bis zu 50 cm. Pro Pflanze werden 20.000 bis 50.000 Samen gebildet, die vom Wind vertragen oder auch von Wasser verdriftet werden. Die Samen bleiben drei bis fünf Jahre keimfähig (Moracova et al. 2007). *Heracleum mantegazzianum* ist eine zwei- bis mehrjährige Art, die ein bis zwei Jahre nach der Etablierung des Keimlings zur Blüte gelangt und dann abstirbt. Unter ungünstigen Bedingungen kann die Pflanze bis zu 12 Jahre vegetativ überdauern (Perglova et al. 2007). Dabei sterben die oberirdischen Teile im Winter ab und nur der unterirdische Wurzelstock, bestehend aus einer bis zu 60 cm langen Pfahlwurzel und dem sog. Vegetationskegel, bleibt erhalten. Aus diesem treibt die Pflanze im Frühjahr wieder aus.

Abbildung 21: *Heracleum mantegazzianum* (Foto: © Michael Hohla).



Ökologie

Heracleum mantegazzianum hat keine besonders hohen Standortsansprüche. Gut wasserversorgte Böden werden allerdings bevorzugt. Die Art kann daher vor allem an Fluss- und Bachufern, in Auwäldern und an Schottergruben angetroffen werden. *Heracleum mantegazzianum* tritt bevorzugt auf nährstoffreichen Böden auf (Thiele et al. 2007). Auch hat die Art relativ hohe Lichtansprüche (Ochsmann 1996).

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Heracleum mantegazzianum stammt aus dem Kaukasus, wo die Art in Hochstaudenfluren entlang von Bächen und Flüssen und an Waldrändern wächst (Otte et al. 2007). Sie wurde vor rund 200 Jahren über den botanischen Garten Kew bei London eingeführt (Nentwig 2010). Wenige Jahre später traten erste verwilderte Populationen auf, wenige Jahrzehnte später konnte die Art bereits in ganz Europa nördlich der Alpen gefunden werden. Vielerorts wurden zunächst die Ufer von Fließgewässern und erst später auch gewässerferne Standorte besiedelt (Hartmann et al. 1995). Hierbei spielen Verbreitung durch Tiere, Fahrzeuge und landwirtschaftliche Geräte eine Rolle. Die Art wurde aber auch aktiv durch den Menschen als attraktive Zierpflanze und als Bienenweide verbreitet. *Heracleum mantegazzianum* ist inzwischen in ganz Österreich verwildert und in den letzten Jahren stark in Ausbreitung begriffen (Essl & Walter 2002). Ausführlichere Beschreibungen zur Einwanderungsgeschichte von *Heracleum mantegazzianum* liegen für die Bundesländer Oberösterreich und Salzburg vor (vgl. Hohla et al. 1998; Essl 1999; Hohla 2000 bzw. Wittmann & Pilsel 1997).

Abbildung 22: Herkunft und Vorkommen von *Heracleum mantegazzianum* in Österreich.



Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Die Art tritt vor allem spontan entlang von Gewässern auf (Eberstaller-Fleischanderl et al. 2008). Die Samen bleiben bis zu drei Tage schwimmfähig (Clegg & Grace 1974) und werden mit Hochwässern im gesamten Auegebiet verteilt. Die frühe und massenhafte Keimung (Anfang bis Mitte Februar) sowie das rasche Höhenwachstum (Anfang Mai beträgt die Wuchshöhe bereits ca. 1 m) sichern *Heracleum mantegazzianum* einen Vorsprung vor potentiellen Konkurrenten (Kowarik 2010). Es entstehen dichte, monokulturartige Bestände, in denen, ähnlich wie bei *Fallopia*, die heimische Vegetation durch Konkurrenz um Raum, Licht und Nährstoffe zurückgedrängt wird (Pysek et al. 2009).

Größere Bestände von *Heracleum mantegazzianum* sind auch wasserbaulich relevant. Da die Wurzeln das Ufer nicht befestigen, erhöht sich an Fließgewässern die Erosionsgefahr (Pysek 1991; ÖWAV 2013).



Heracleum mantegazzianum gehört außerdem zu jenen Arten, die eine Gesundheitsgefahr für den Menschen darstellen. Bei Berührung der Pflanzen bewirkt ein phytotoxisches Kontaktgift (Furanocumarine) eine Photosensibilisierung der Haut, die durch Sonneneinstrahlung zu Rötungen, Schwellungen und Verbrennungen führt. Die Auswirkungen können dabei sehr unangenehm sein (Kübler 1995; Pysek et al. 2007; ÖWAV 2013).

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Heracleum mantegazzianum verursacht im benachbarten Ausland durch invasives Auftreten in naturnahen Lebensräumen bereits Naturschutzprobleme (Essl & Rabitsch 2002). Hinzu kommt, dass die Art nicht nur aus naturschutzfachlicher Sicht, sondern auch aus wasserbaulicher Sicht bedenklich ist, da sie die Erosionsgefahr von Fließgewässerrufern vergrößert. Darüber hinaus geht von *Heracleum mantegazzianum* sogar eine Gefährdung für die Gesundheit aus. Eine Bekämpfung erscheint daher absolut erforderlich.

Die Art kann gut, wenngleich auch mühsam, mechanisch bekämpft werden (Hartmann et al. 1995; Pysek et al. 2007). Keimlinge können im Frühjahr aus dem Boden gezogen werden, Einzelpflanzen können mit der Wurzel ausgegraben werden oder der Vegetationskegel kann im Frühjahr (Ende April) oder im Herbst (Ende Oktober) mit einem Spaten abgestochen werden. Diese Methode kann aufgrund des hohen Aufwands jedoch nur bei kleineren Beständen des Riesen-Bärenklaus eingesetzt werden (Kübler 1995). Größere Bestände können zu Beginn der Blüte gemäht werden (wichtig: bevor die Samen ausgebildet sind). Es muss aber wegen der großen Diasporenbank im Boden einige Jahre nachgearbeitet werden. Auch eine Beweidung über mehrere Jahre durch Schafe, Ziegen oder Kühe ist erfolgversprechend (Buttenschon & Nielsen 2007). Eine Zusammenschau geeigneter Bekämpfungsmaßnahmen ist den Merkblättern des ÖWAV (2013) zu entnehmen.

4.9.9 *Impatiens glandulifera* (Drüsen-Springkraut)

Artbeschreibung

Impatiens glandulifera ist eine einjährige Pflanze, die bis zu 2,5 m hoch wird und deren Stängel bis zu 5 cm Stärke erreichen. Die eilanzettlichen, scharf gezähnten Blätter sind gegenständig, oben auch in dreizähligen Quirlen. Sie werden bis zu 25 cm lang. Der Blattstiel und der Blattgrund sind drüsig. Die rosa Blüten stehen in zwei- bis 14-blütigen Trauben. Blütezeit ist Juli bis Oktober. Die Samenkapseln sind 3 bis 5 cm lang und springen bei Berührung auf, wobei die Samen weit herausgeschleudert werden. Eine Pflanze kann dabei bis zu 4.000 Samen produzieren (NeoFlora 2013).

Abbildung 23: *Impatiens glandulifera* (Foto: © Hubert Blatterer).



Ökologie

Impatiens glandulifera kommt überwiegend an luftfeuchten, grundwassernassen Standorten entlang von Gewässern, von der Ebene bis in etwa 1.000 m Höhe, in dicht geschlossenen Uferstaudengesellschaften und in Auwäldern vor. Die Art hat eine weite ökologische Amplitude und besiedelt nährstoffarme bis nährstoffreiche (v.a. stickstoffreiche), schwach saure bis neutrale (schwach basische) Böden, bevorzugt in voll sonniger bis halbschattiger Lage.

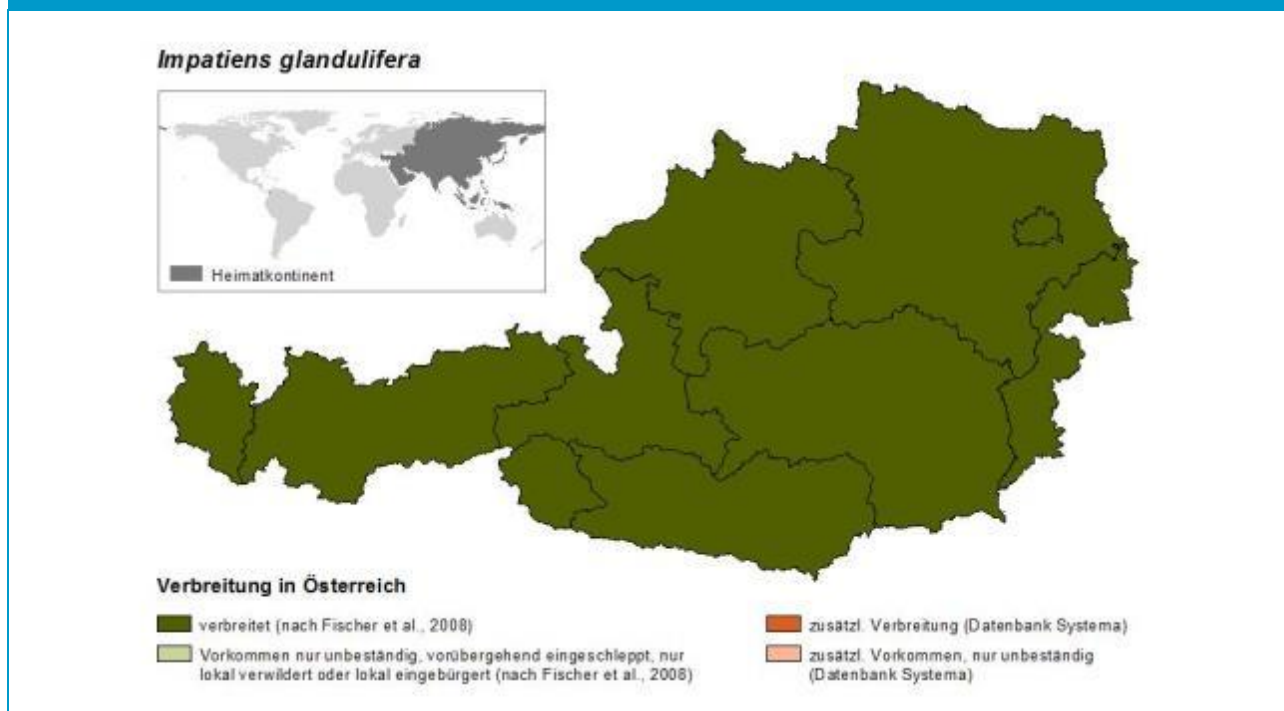
Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Die Art stammt aus dem westlichen Himalaya, wo sie zwischen etwa 1.600 bis 4.300 m.ü.A. vorkommt (Kowarik 2010). Sie wächst dort vor allem in feuchten Nadelwäldern und Lichtungen. An Bachläufen ist sie selten und an Flüssen wurde sie im Himalaya noch nicht beobachtet (NeoFlora 2013). *Impatiens glandulifera* wurde 1839 als Zierpflanze nach England gebracht. Bald erschien sie in vielen europäischen Gärten und ist auch heute noch als Gartenpflanze beliebt. Zur Ausbreitung außerhalb von Gärten haben vor allem Imker beigetragen, die die Art als Bienenweide ansäten. Die großflächige Ausbreitung in West- und Mitteleuropa

erfolgte in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts (Hartmann et al. 1995). Erste Aufzeichnungen von Verwilderungen in Österreich gibt es von Drescher & Prots (1996) für Niederösterreich (Weidlingbach 1898) und Kärnten (Seltschacher Bach 1899). Seit 1950 gab es dann auch Nachweise der Art für Oberösterreich rund um Linz (Pils 1984).

Impatiens glandulifera bildet heute in Österreich vor allem in Auen bis in etwa 1.000 m.ü.A sehr dichte Dominanzbestände (Umweltinstitut Vorarlberg 2012). In Ostösterreich kommt die Art häufig in Weiden-Auenwäldern, im Auengebüsch und in nitrophilen Saumgesellschaften vor (Eberstaller-Fleischanderl et al. 2008). Als Ufervegetation tritt *Impatiens glandulifera* am stärksten in Hochstaudenfluren als Dominanzbestand hervor (Essl & Walter 2002).

Abbildung 24: Herkunft und Vorkommen von *Impatiens glandulifera* in Österreich.



Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Die Vorkommen des Drüsigen Springkrautes in Mitteleuropa haben innerhalb weniger Jahrzehnte stark zugenommen. Die Neuausbreitung der Art erfolgt dabei entweder an zuvor vegetationsfreien Stellen oder als zusätzliche Vegetationsschicht, stockwerkartig über vorhandener Vegetation. Die darunterliegende Vegetation wird nicht unbedingt völlig verdrängt, aber durch die Beschattung jedenfalls geschwächt. Dominanzbestände des Drüsigen Springkrauts entwickeln sich allerdings erst im Hochsommer, sodass andere Pflanzen bis zum Frühsommer relativ ungestört wachsen und z.T. auch zur Blüte kommen können – wenngleich mit verminderter Produktion (NeoFlora 2013). Abgestorbene Pflanzen können dann aber die Keimung anderer Arten behindern (NeoFlora 2013).

Aus Untersuchungen von Hejda et al. (2009) geht hervor, dass die Etablierung von *Impatiens glandulifera* auf die Artendiversität der ursprünglichen Pflanzengesellschaften keinen allzu großen Einfluss hat. Auch Sukopp (1995) ist im Zusammenhang mit den jährlich stark schwankenden Bestandsdichten der Ansicht, dass das Drüsige Springkraut Mitbewerber zwar bedrängen kann, es aber innerhalb der ursprünglichen Vegetation zu keinen stärkeren Veränderungen kommt. Lohmeyer & Sukopp (1992) schätzen daher die

Auswirkungen von *Impatiens glandulifera* für die heimische Flora geringer ein als jene anderer Neophyten. Kowarik (2010) betrachtet im Falle von *Impatiens glandulifera* eine Koexistenz mit heimischen Arten als möglich.

Durch Massenvorkommen von *Impatiens glandulifera* ändern sich auch die Bedingungen für Tiere. Dies kann in manchen Fällen sogar positiv gewertet werden (Kowarik 2010), da z.B. das reichhaltige Nektarangebot *Impatiens glandulifera* zu einer hochattraktiven Pflanze für Blütenbesucher macht. Ob die Tatsache, dass hierdurch andere Pflanzen weniger besucht werden, zu negativen Effekten führt, ist nicht ausreichend untersucht (NeoFlora 2013).

In der Literatur wird häufig erwähnt, dass an Standorten, an denen *Impatiens glandulifera* in Reinbeständen auftritt, wegen der geringen Durchwurzelung des Bodens – vor allem nach dem Absterben der Pflanzen im Herbst – kein Schutz gegen Ufererosion gegeben ist. Diese negativen Auswirkungen auf den Wasserbau sind allerdings umstritten. Laut NeoFlora (2013) ist es fraglich, ob *Impatiens glandulifera* die Erosionsgefahr an Fließgewässern tatsächlich erhöht. Diese Meinung teilt auch Kowarik (2010). Möglicherweise ist sogar das Gegenteil der Fall, da die Art offene, durch Substratumlagerungen in der Aue entstandene Standorte rasch besiedelt und damit befestigt.

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

In einigen europäischen Ländern werden die aus den Vorkommen von *Impatiens glandulifera* resultierenden Probleme für den Naturschutz und den Wasserbau als nicht allzu dramatisch gewertet und mehr die negativen Auswirkungen auf das Landschaftsbild hervorgehoben (vgl. z.B. Kowarik 2010). In Österreich sieht man das etwas anders. Das Drüsige Springkraut wird, da es auch in naturnahen Lebensräumen invasiv auftritt, unter dem Kriterium der Erhaltung der Biodiversität sehr wohl als problematisch eingestuft (Essl & Rabitsch 2002, 2004). Die Art wird daher z.B. auch in den Nationalparks Thayatal und Donauauen bekämpft (Essl & Rabitsch 2002). Auch in verschiedenen Bundesländern werden regelmäßig Bekämpfungsmaßnahmen ausgeführt. Der ÖWAV (2013) empfiehlt die Bekämpfung des Drüsigen Springkrautes neben naturschutzfachlichen auch aus wasserbaulichen Gründen. Weiters wird hier erwähnt, dass die Pflanzen Hautirritationen beim Menschen auslösen können.

Als einjährige Art ist *Impatiens glandulifera* leichter als mehrjährige Neophyten zu bekämpfen. Vorrangiges Ziel muss es sein, die Samenbildung zu unterbinden. Mähen oder Mulchen sind erfolgreiche Methoden, wobei aber vor allem der Zeitpunkt wichtig ist. Erfolgt die Maßnahme zu früh, kommt es zur Regeneration aus den verbliebenen Pflanzenteilen, erfolgt sie zu spät, kommt es zum Nachreifen der Samen an den geschnittenen Pflanzen. Der beste Zeitpunkt ist gegeben, sobald die ersten Blüten auftreten (Ende Juli) (NeoFlora 2013). Um die Regeneration aus verbliebenen Pflanzenteilen zu verhindern, muss unterhalb des ersten Knotens gemäht werden (ÖWAV 2013). Eberstaller-Fleischanderl et al., (2008) nennen als weitere wirkungsvolle Mittel Beweidung und Überflutung der Jungpflanzen von mindestens einer Woche Dauer.

Die Samen der Pflanze sind auch ein effektives Mittel zur Fernverbreitung entlang von Gewässern. Sie werden entweder an der Oberfläche mittransportiert oder sinken zu Boden und werden mit dem Geschiebe verbreitet (ÖWAV 2013). Sie bleiben etwa 7 Jahre lang keimfähig. Eine Fernverbreitung erfolgt auch durch abgetriebene Sprossstücke, die sich rasch wieder zu neuen Pflanzen entwickeln können. Bei Bekämpfungsmaßnahmen muss daher sehr gründlich gearbeitet werden und vor allem Nachschub von flussauf gelegenen Beständen ausgeschlossen werden (NeoFlora 2013). Weiters wird empfohlen, das Mähgut zu entfernen (Umweltinstitut Vorarlberg 2012).

4.9.10 *Myriophyllum heterophyllum* (Verschiedenblatt-Tausendblatt)

Artbeschreibung

Myriophyllum heterophyllum ist eine kräftige, ausdauernde untergetauchte Wasserpflanze. Die spärlich verzweigten Sprosse können mehrere Meter lang werden und erheben ihre fertilen Teile 10 bis 15 cm über die Wasseroberfläche. Die untergetauchten Blätter sind ähnlich wie jene der heimischen *Myriophyllum* Arten *Myriophyllum spicatum* und besonders *Myriophyllum verticillatum*. Sie stehen in 4- bis 5-zähligen Quirlen, werden bis zu 5 cm lang (jedenfalls viel länger als die Internodien) und sind fein zerteilt in ca. 10 bis 20 Fiederzipfel. Im Gegensatz zu *Myriophyllum spicatum* und *M. verticillatum* sind die einzelnen Fiederzipfel wechselständig und nicht gegenständig und gelegentlich stehen einige Fiederblätter außerhalb des Quirls.

Die über den Wasserspiegel erhobenen Tragblätter stehen ebenfalls in 4- bis 5-zähligen Quirlen, sind ca. 1 cm lang und 3 bis 5 mm breit, sitzend, lanzettlich zugespitzt und am Rande gesägt bis gezähnt, dicklich, derb und glänzend. In ihren Achseln sitzen die kleinen, rötlichen Blüten. Die Vermehrung erfolgt in Mitteleuropa ausschließlich vegetativ, wobei bereits aus kleinsten Sprosstteilen neue Pflanzen entstehen können.

Abbildung 25: *Myriophyllum heterophyllum*, links Unterwasserblätter, rechts Überwasserblätter (Fotos :© Klaus van de Weyer).



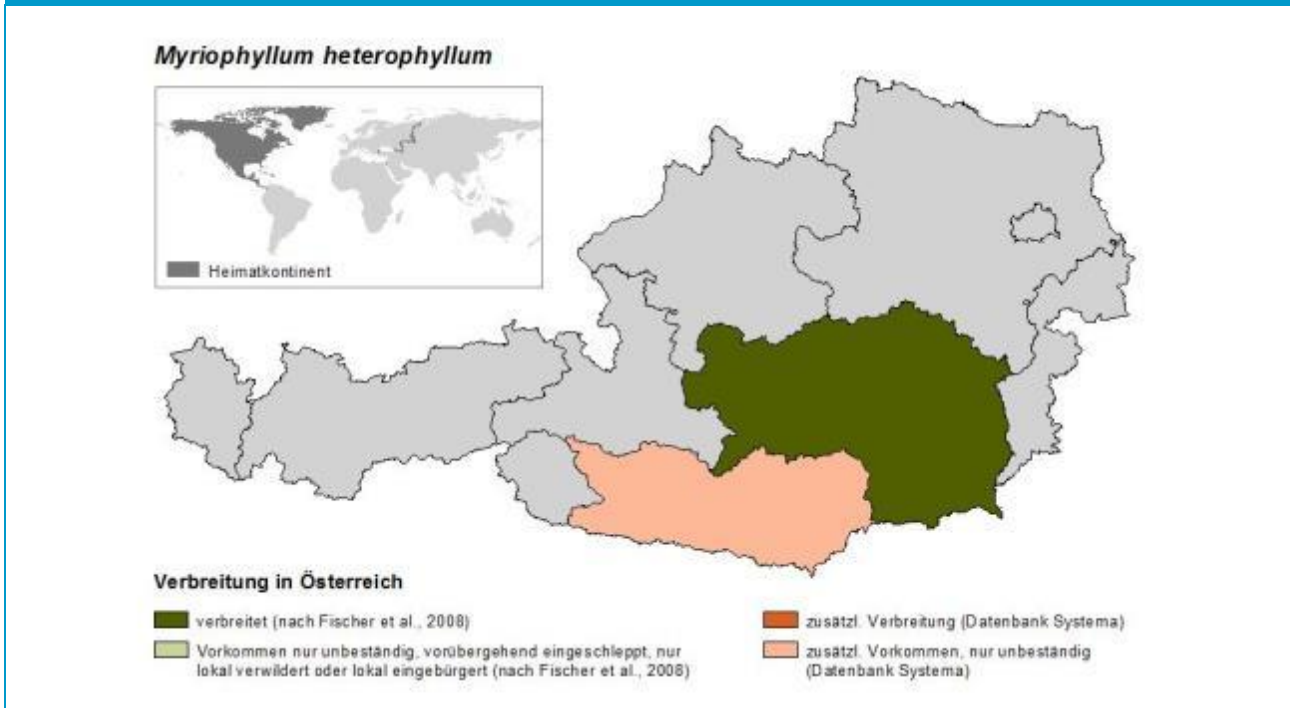
Ökologie

Myriophyllum heterophyllum kommt in stehenden und langsam fließenden, schwach sauren bis neutralen, meso- bis eutrophen Gewässern mit einem weiten Bereich an Calcium-Konzentrationen vor. Bevorzugt werden flache Gewässer mit ausreichend Sonneneinstrahlung in colliner Höhenlage. Das Temperaturoptimum der Art liegt bei etwa 20-25°C, dennoch können die Pflanzen auch unter Eis überwintern. Schlammige oder schlammig-sandige Substrate mit hohem Anteil an organischer Substanz werden besiedelt.

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Myriophyllum heterophyllum stammt ursprünglich aus dem südöstlichen Nordamerika und ist in Europa stellenweise eingebürgert (Casper & Krausch 1981). Es handelt sich vermutlich um einen Aquarienflüchtling, der in Europa vor allem durch Angler weiterverbreitet wurde. In Deutschland ist die Art seit 1930 bekannt. In Österreich sind Vorkommen in der Oststeiermark, in einem Quellteich in Oberndorf bei Weiz (Casper & Krausch 1981) bekannt. Weiters gab es einen Einzelfund in Kärnten im Faaker See (Pall et al. 2004).

Abbildung 26: Herkunft und Vorkommen von *Myriophyllum heterophyllum* in Österreich.



Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

In Österreich tritt die Art bislang nicht invasiv auf. Invasive Vorkommen sind aber aus dem europäischen Ausland, besonders aus den Niederlanden, bekannt. *Myriophyllum heterophyllum* bildet, ähnlich wie *Cabomba caroliniana*, im Wasser äußerst dichte Bestände und kann den Wasserkörper flacherer Gewässer nahezu vollständig ausfüllen. Die Nutzbarkeit für den Erholungsbetrieb ist deutlich eingeschränkt. Heimische Wasserpflanzenarten werden hierdurch verdrängt. Auch wird der Lebensraum z.B. für Fische drastisch eingengt. Weiters entstehen beim Absterben der großen Pflanzenmassen häufig Sauerstoffprobleme.

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Mechanische Entfernung ist nur bei kleinen Beständen erfolgversprechend und sollte daher sofort durchgeführt werden. Ein Abmähen größerer Bestände mit Mähbooten erwies sich als wenig effektiv (Hussner & Krause 2007) und birgt zudem immer die Gefahr der Weiterverbreitung über abgeschnittene Pflanzenteile. Gute Erfahrungen wurden mit Abdecken der Pflanzenbestände gemacht (EPPO 2012), dies ist aber ebenfalls nur bei kleineren Beständen möglich.



4.9.11 *Rudbeckia laciniata* (Schlitzblatt-Sonnenhut)

Artbeschreibung

Rudbeckia laciniata erreicht Wuchshöhen von ca. 0,8 bis 2 m. Der ästige Stängel ist kahl (bis zerstreut behaart) und bereift. Die unteren Blätter sind gefiedert, die oberen drei- bis fünfteilig und rauhaarig. Von Juli bis September werden leuchtend gelbe Blüten ausgebildet. Die einzelnen Blütenköpfe mit gelben Zungenblüten und grünlich-braunen Röhrenblüten sind lang gestielt und erreichen 7 bis 12 cm im Durchmesser. Der Blütenboden ist hochgewölbt, mit stumpfen, hell berandeten Spreublättern. *Rudbeckia laciniata* vermehrt sich über Samen oder über Ausläuferbildung.

Abbildung 27: *Rudbeckia laciniata* (Foto: © Michael Hohla).



Ökologie

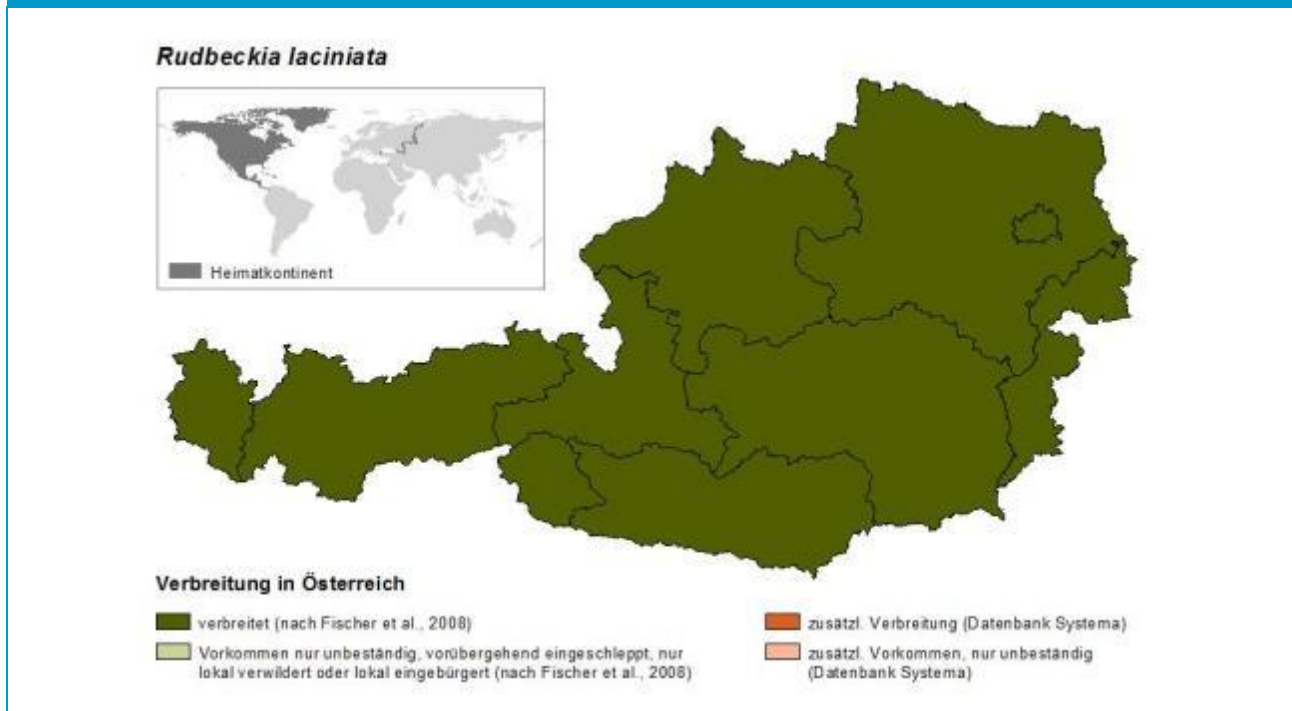
Rudbeckia laciniata besiedelt Staudenfluren und Ufergebüsche an Flussläufen sowie Auwäldern. Die Art ist nährstoffanspruchsvoll und bevorzugt sonnige Standorte von der collinen bis zur submontanen Höhenstufe.

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Die aus Nordamerika stammende Zierpflanze ist in Europa aus Gärten verwildert und tritt in Österreich bereits invasiv auf. Sie ist vor allem in der Böhmisches Masse anzutreffen.

Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Rudbeckia laciniata bildet dichte Einartbestände und zeigt eine große Konkurrenzkraft gegenüber einheimischen Pflanzen. Besonders auf offenen Flächen gelangt die Art sehr schnell zur Dominanz. Die Samen werden flussab geschwemmt und fassen besonders auf natürlich oder anthropogen freigelegten Flächen sehr schnell Fuß.

Abbildung 28: Herkunft und Vorkommen von *Rudbeckia laciniata* in Österreich.

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Bei der Bekämpfung der Art ist es besonders wichtig, die Samenbildung zu verhindern. Hierzu müssen die Pflanzen zu Beginn der Blüte dicht über der Oberfläche abgemäht werden. Um Bestände nachhaltig zurückzudrängen, sind drei- bis fünf Durchgänge von Schneiden und Mulchen im Abstand von jeweils zwei bis drei Wochen nötig – dies über mehrere Jahre (Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2013a).

4.9.12 *Solidago canadensis* und *Solidago gigantea* (Kanada- und Riesen-Goldrute)

Artbeschreibung

Solidago canadensis wird bis zu 2 m hoch. Der Stängel ist besonders oben flaumig behaart und grün. Die meist entfernt stehenden, sitzenden Blätter sind lanzettlich, scharf gezähnt und unterseits dicht behaart. Der verzweigte Blütenstand bildet eine einseitwendige Rispe mit zahlreichen, kurz gestielten, ca. 3 bis 5 mm großen, gelben Blüten. Die Seitenäste des Blütenstands sind meist mehr als 10 cm lang und mehr oder weniger gerade. Blütezeit ist von August bis Oktober. Die ähnliche Art *Solidago gigantea* wird, anders als der Name vermuten lässt, meist nicht über 1,2 m hoch. Der Stängel ist im Unterschied zu *Solidago canadensis* kahl und weiß bereift und die Blätter sind meist nur am Rande rau behaart. Der Blütenstand ist aufrecht, wobei die meist weniger als 10 cm messenden Seitenachsen etwas bogig überhängen. Die Art blüht bereits ab Juli (bis September oder Oktober), wobei mehr als 20.000 Früchte pro Pflanze gebildet werden können (Grunicke 1996). Die Früchte werden sowohl mit dem Wind, wie entlang von Flüssen auch mit dem Wasser verbreitet (Hartmann & Konold 1995). Die Vermehrung erfolgt weiters auch klonal über Ausläuferbildung. (Meyer & Schmid 1991). Die Klone können dabei Durchmesser von bis zu 10 m erreichen (Kowarik 2010).

Abbildung 29: *Solidago canadensis* (Foto: © Michael Hohla).



Ökologie

Beide Arten können in Mitteleuropa vom Tiefland bis in mittlere Gebirgslagen gefunden werden. Helle und warme Standorte werden bevorzugt. Der Boden kann trocken bis feucht (nass) sein, wobei *Solidago canadensis* besser als *S. gigantea* mit sehr trockenen und *S. gigantea* besser als *S. canadensis* mit sehr nassen Bedingungen zurechtkommt. Längere Überflutungen werden allerdings von beiden Arten nicht toleriert. Auch bezüglich ihrer Nährstoffansprüche weisen Goldruten eine weite Amplitude auf. Beide Arten können in ihrem Rhizom neben Photosyntheseprodukten und Wasser auch Nährstoffe speichern.

Aquatische Neophyta

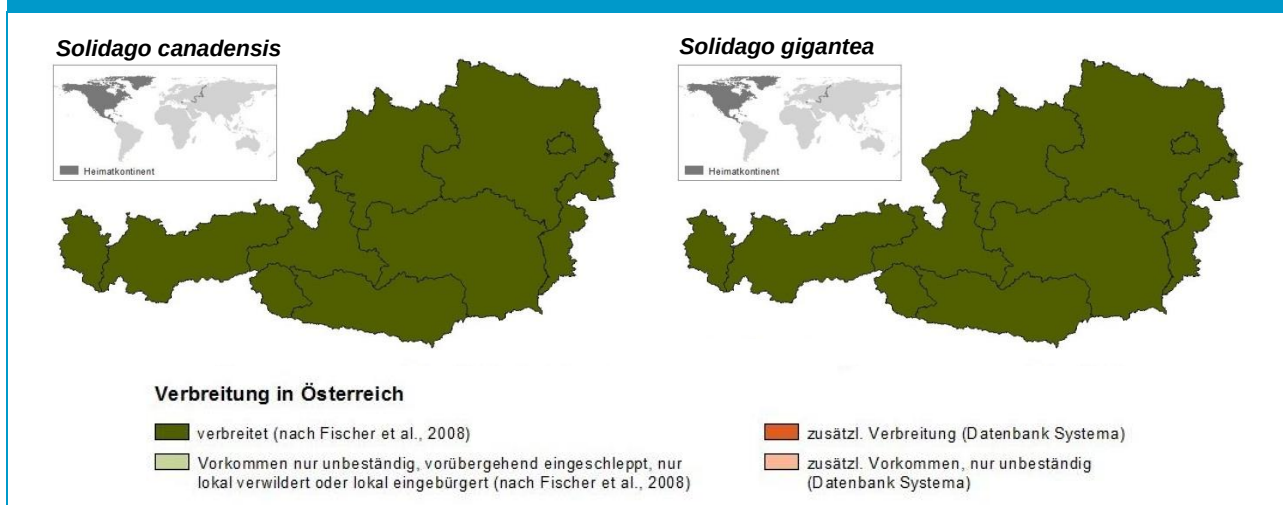
Solidago canadensis und *S. gigantea* besiedeln meist Ruderalflächen, dringen aber auch in naturnahe Pflanzengesellschaften ein, wie uferbegleitende Hochstaudenfluren und lichte Auwälder. Entlang von Gewässern und vor allem in Auen können sich beide Arten sehr schnell ausbreiten und Dominanzbestände ausbilden.

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Der natürliche Lebensraum von *Solidago canadensis* und *S. gigantea* sind die Prärien Nordamerikas. (Werner et al. 1980). *Solidago canadensis* wurde bereits sehr früh als Gartenpflanze und Bienenweide nach Europa gebracht. Die Art ist seit 1645 aus England bekannt. *Solidago gigantea* wurde etwa 100 Jahre später eingeführt (Kowarik 2010). Etwa ab 1850 wurden erste Verwilderungen in Deutschland beobachtet, ab ca. 1950 konnte dann eine starke Ausbreitung der Goldruten in ganz Mitteleuropa festgestellt werden (Ludwig et al. 2000, Hartmann & Konold 1995). Offensichtlich sind seither bei beiden Arten genetische Anpassungsprozesse erfolgt (Kowarik 2010), wobei – je nach klimatischen Bedingungen – morphologisch und phänologisch unterschiedliche Ausprägungen entstanden (Weber & Schmid 1998).

Die beiden Arten gehören zu den am weitesten in Europa verbreiteten Neophyten. Auch in Österreich kommen beide Arten überall verbreitet vor, wobei *Solidago canadensis* etwas häufiger als *Solidago gigantea* anzutreffen ist.

Abbildung 30: Herkunft und Vorkommen von *Solidago canadensis* und *Solidago gigantea* in Österreich.



Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Problematisch ist vor allem das Eindringen in naturnahe Lebensräume. Vor allem entlang von Fließgewässern und in Auen sind beide Arten, aufgrund ihrer hohen Konkurrenzkraft und der starken vegetativen Vermehrungsfähigkeit über Ausläufer, oft in flächendeckenden Einartbeständen vertreten. Solche Einartbestände verdrängen die natürliche Vegetation und behindern das Aufkommen natürlicher Gehölze erheblich.

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Goldruten werden noch immer gerne als Zierpflanze in Gärten und als Bienenweide gepflanzt. Es erfolgt nach wie vor eine Verbreitung, zum einen über die Früchte, die vom Wind über weite Entfernungen verfrachtet werden, zum anderen auch über Rhizomteile in Gartenabfällen. Wichtig ist daher vor allem die Prävention, das heißt, dass besonders in Auegebieten und entlang von Fließgewässern auf durch anthropogene Maßnahmen brachliegenden Flächen so rasch wie möglich heimische Vegetation anzusiedeln



ist. Die Bekämpfung bereits etablierter Bestände ist äußerst schwierig. Am wichtigsten ist es hierbei, die Ausbildung von Samen zu verhindern. Weiters müssen auch die Rhizome geschwächt werden. Es muss jedenfalls vor der Blüte gemäht werden. Dies fördert allerdings den Neuaustrieb aus den Rhizomen, weshalb das Mähen mehrmals zu wiederholen ist (weitere Details siehe Kowarik 2010). Eine gute Möglichkeit ist auch das Ausfräsen von Beständen oder die Abdeckung mit UV-undurchlässiger Folie (Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2013b). Dies wird allerdings immer nur kleinräumig möglich sein. Die Eliminierung größerer Bestände und das generelle Zurückdrängen der beiden Arten in Österreich erscheinen relativ aussichtslos.

4.9.13 *Symphyotrichum lanceolatum* und *Symphyotrichum novi-belgii* (Lanzett- und Neubelgien-Herbstaster)

Artbeschreibung

Die beiden Herbstaster-Arten tragen auf ca. 50 bis 150 cm hohen, nach oben hin stark verzweigten, Stängeln zahlreiche weiße (überwiegend bei *S. lanceolatum*) bis bläulich-violette (überwiegend bei *S. novi-belgii*) Blüten. Blütezeit ist von August bis September (*S. lanceolatum*) bzw. bis Oktober (*S. novi-belgii*). Die Blätter sind lanzettlich bis eiförmig, ganzrandig oder fein gezähnt, bei *Symphyotrichum lanceolatum* am Grunde sitzend, bei *Symphyotrichum novi-belgii* den Stängel etwas umfassend.

Abbildung 31: *Symphyotrichum lanceolatum* (Foto: © Michael Hohla).



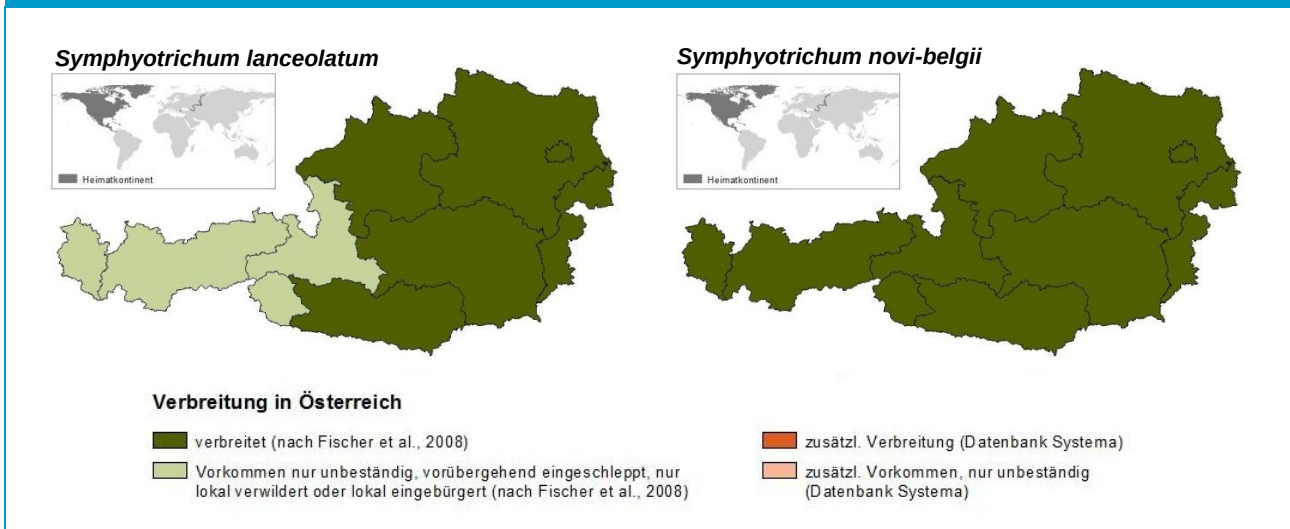
Ökologie

Beide Arten kommen in der collinen Höhenstufe (bis etwa 400, max. 500 m.ü.A) in Auen, auf Dämmen und entlang von Fließgewässern in Ufergebüsch, Uferröhrichten (zusammen mit *Phalaris arundinacea*) und Hochstaudenfluren vor. Bevorzugt werden die höher gelegenen Uferbereiche. An sonnigen, gut wasser- und nährstoffversorgten und nicht zu lange überfluteten Uferabschnitten können hierbei Dominanzbestände ausgebildet werden (Kowarik 2010). Die Standorte von *Symphyotrichum novi-belgii* sind in der Regel stärker anthropogen überformt wie jene von *Symphyotrichum lanceolatum* (Hetzel 2006).

Herkunft, Weg und Zeit der Einschleppung nach Europa sowie Vorkommen in Österreich

Symphytotrichum lanceolatum und *Symphytotrichum novi-belgii* stammen aus Nordamerika und wurden im 19. bzw. im 18. Jahrhundert als Zierpflanzen in die Gärten Europas gebracht. Von dort verwilderten sie und konnten sich bereits in ganz Österreich ausbreiten. *Symphytotrichum lanceolatum* kommt bislang im Westen Österreichs nur unbeständig vor, in der Osthälfte jedoch bereits verbreitet. Besonders in Niederösterreich entlang der March bildet die Art streckenweise sehr dichte Bestände. *Symphytotrichum novi-belgii* konnte sich bereits in allen Bundesländern Österreichs verbreitet etablieren.

Abbildung 32: Herkunft und Vorkommen von *Symphytotrichum lanceolatum* und *Symphytotrichum novi-belgii* in Österreich.



Auswirkungen der Vorkommen in Österreich

Symphytotrichum lanceolatum und *Symphytotrichum novi-belgii* haben bei geeigneten Bedingungen ein sehr starkes Ausbreitungspotential entlang von Fluss- und Bachufern. Ihre Massenvorkommen schränken die Biodiversität und die Funktionalität der heimischen Ufervegetation ein.

Notwendigkeit und Möglichkeiten der Bekämpfung

Gemäß Essl & Rabitsch (2002) zählen *Symphytotrichum lanceolatum* und *S. novi-belgii* zu jenen Neophyta-Arten, die invasiv in naturnahe Lebensräume eindringen und daher für den Naturschutz problematisch sind. Eine Eindämmung der Vorkommen und vor allem der weiteren Ausbreitung wäre daher anzustreben.

Beide Arten kommen besonders an degradierten Standorten vor. An Fließgewässern werden nährstoffreiche und sonnige Abschnitte besiedelt. *Symphytotrichum lanceolatum* kommt sporadisch auch an schattigen Standorten vor. Hier sind dann aber die Blütenstände deutlich reduziert (Obratov-Petkovic 2011).

Hieraus kann abgeleitet werden, dass durch den Erhalt und die Förderung einer natürlichen Ufervegetation zumindest die Ausbreitung der beiden Herbststern-Arten eingeschränkt werden kann. Hierbei dürfte insbesondere die beschattende Wirkung von Ufergehölzstreifen eine wesentliche Rolle spielen.

4.10 Wie wirken sich die aquatischen Neophyta auf die Bewertung des ökologischen Zustandes aus?

Die Beurteilung des ökologischen Zustands nach Wasserrahmenrichtlinie fokussiert derzeit auf einer Bewertung des „Wasserkörpers“. Dementsprechend sind in den bereits entwickelten Bewertungsverfahren ausschließlich Indikatororganismen berücksichtigt, aus deren Vorkommen und Verbreitung sich spezifische Aussagen zur Qualität des Wasserkörpers selbst ableiten lassen. Dies sind im Falle des „Qualitätselements“ Makrophyten die vornehmlich im Wasser lebenden Arten, also die Hydrophyten und einige Amphiphyten.

Über die Makrophyten als Primärproduzenten können insbesondere Aussagen zu den trophischen Verhältnissen abgeleitet werden, wobei vor allem allfällige Belastungsquellen gut lokalisiert werden können. In Fließgewässern indizieren Makrophyten darüber hinaus besonders Veränderungen der Fließgeschwindigkeit wie Rhithralisierung oder Potamalisierung. In Seen können neben Nährstoffbelastungen unter anderem Auswirkungen künstlicher Wasserstandsschwankungen (Speicherseen) oder anthropogen erhöhte Wellendynamik gut abgebildet werden. Das Auftreten von aquatischen Neophyta wird demgegenüber nicht prinzipiell als „Belastung“ bzw. „Störung“ gewertet.

Die Neophyta unter den Makrophyten gehen in den österreichischen Bewertungssystemen (Fließgewässer und Seen [Pall & Moser 2009, Pall & Mayerhofer 2010, 2013]) nicht per se als „Störzeiger“ in die Bewertung ein. In den Indikationslisten sind nur solche Arten berücksichtigt, die in Österreich bereits weit verbreitet sind und entsprechend auch ausreichende Kenntnisse über die ökologischen Ansprüche der Arten vorliegen. Ihre Einstufung in den Listen erfolgte – wie bei allen anderen Arten auch – gemäß ihrer Indikatoreigenschaften hinsichtlich spezifischer Belastungen. Sie werden allerdings generell (also in allen Fließgewässer- und Seentypen) als „nicht dem Gewässertyp entsprechende Arten“ gehandelt. Das heißt, sie gehen derart in die Berechnung ein, dass bei dominantem Vorkommen dieser Arten jedenfalls kein „guter ökologischer Zustand“ resultieren kann.

In den Wasserkörpern österreichischer Fließgewässer und Seen sind dominante Vorkommen von Neophyten derzeit (noch?) selten. Etwas anders präsentiert sich die Situation aber bereits in den Uferbereichen. Sowohl an Seen wie insbesondere entlang von Fließgewässern treten hier Neophyten vielerorts bereits über weite Strecken dominant auf. Dies wird mit den aktuellen Bewertungsverfahren, die ausschließlich auf das Gewässer selbst fokussieren, nicht erfasst. Entsprechende Verfahren zur Bewertung der Uferzonen sowie insbesondere auch zur Beurteilung der Qualität des Wasser-Land-Übergangsbereichs unter Einbeziehung weiterer Amphiphyten und der Helophyten sind in Entwicklung.

4.11 Wie sieht die Zukunft aus?

Aus einer Studie von Kleinbauer et al. (2010) in Deutschland und Österreich geht hervor, dass die meisten der untersuchten Neophyten ihr jeweiliges potentiell Areal noch nicht ausgefüllt haben. Das heißt, dass selbst bei gleichbleibenden klimatischen Verhältnissen davon auszugehen ist, dass sich die bereits vorhandenen neophytischen Arten im Gebiet weiter ausbreiteten werden. Bevorzugte Ausbreitungsräume sind gestörte Standorte mit offenen Flächen, wie sie einerseits in städtischen Ballungsräumen und andererseits aber vor allem auch an Fließgewässern immer wieder auftreten. Die Analyse eines gesamteuropäischen Datensatzes durch Chytrý et al. (2009) erbrachte, dass Neophyten die wärmeren Tieflagen bevorzugen. Daraus ist ableitbar, dass in Österreich von der weiteren Ausbreitung der Neophyta vor allem der pannonische Osten betroffen sein könnte.



Kleinbauer et al. (2010) erstellten für diverse Neophyta-Arten Habitatmodelle und konnten eine deutliche Zunahme des Invasionsrisikos unter verschiedenen Klimaerwärmungsszenarien ableiten. Es wird allerdings betont, dass hier klimatische Bedingungen in Deutschland und Österreich angenommen wurden, für die es keine aktuellen Entsprechungen im Gebiet gibt, und die Prognosen daher entsprechend vorsichtig zu interpretieren sind. Vor dem Hintergrund einer fortschreitenden Klimaerwärmung wird es aber sicherlich nicht nur zu einer Ausbreitung bereits im Gebiet befindlicher Neophyta kommen. Es muss überdies davon ausgegangen werden, dass neue Arten immer wieder hinzukommen werden und sich diese unter geänderten klimatischen Bedingungen dann auch im Gebiet etablieren und invasiv werden können. Nach von der Lippe & Kowarik (2008) werden dabei die städtischen Ballungsräume Diasporen-Quellen darstellen und vor allem Straßen, Bahnlinien und auch Wasserläufe als Hauptausbreitungswege dienen.

5 Aquatische wirbellose Neozoa

5.1 Wissensstand und Datenlage in Österreich

Um es mit den Worten des bayerischen Ökologen Reicholf (2005) auszudrücken, blickt Österreich zum Glück auf eine lange Tradition in der freilandbiologischen Forschung zurück. Somit gibt es grundsätzlich eine gute Datenbasis über Verbreitung und Vorkommen von benthischen Einwanderern. Bereits in der älteren Literatur findet man wertvolle Hinweise zu diesem Thema, z.B.: Strouhal (1939), Vornatscher (1965), Liepolt (1965–67) und Starmühlner (1969). In Limnologenkreisen wurde dem Phänomen invasiver Arten seit der massiven Vermehrung der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* größere Beachtung geschenkt, als sich diese in den 1970er Jahren in vielen Flüssen und Seen in einem sehr kurzen Zeitraum ausbreitete und der Wasserwirtschaft und dem Tourismus Sorgen bereitete. Innerhalb der malakologischen Fachkreise erregten Mitte der 70er Jahre das Auftreten der neuseeländischen Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) und der Blasenschnecken (*Physella* spp.) Aufmerksamkeit und hatte ganze Serien von Fundmeldungen und Publikationen zur Folge.

Verstärkte Beachtung in breiteren Kreisen wurde den Neozoa aber erst im letzten Jahrzehnt zuteil, als die Fundnachweise immer häufiger wurden und sowohl ökonomische als auch bemerkenswerte ökologische Auswirkungen durch invasive Arten vermutet oder nachgewiesen wurden. Beispielsweise belegte Gruber (2006), dass der autochthone Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) bereits bis in die Quellregion hinein durch den amerikanischen Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) verdrängt wird.

In Österreich entstand als Folge des erhöhten Problembewusstseins in den letzten Jahren eine Reihe von umfassenden Publikationen zum Thema Neobiota: „Invaders“ (Aesch et al. 1995); „Neobiota in Österreich“ (Essl & Rabitsch 2002); „Biologische Invasionen“ (Kowarik I. 2010); „Aliens“ (Wallner 2005). Darüber hinaus finden regelmäßig Tagungen zum Neobiota-Thema statt, wie etwa: 4th European Conference on Biological Invasions (Wien, 27.-29.9.2006); Ausstellung im NÖ Landesmuseum „Aliens - Pflanzen und Tiere auf Wanderschaft“ (St. Pölten 2009/2010); 2. Österreichische Neobiota Tagung „Neobiota und Klimawandel“ (2009, Universität Wien, Rennweg); ÖWAV: Neobiota - Auswirkungen auf heimische Fließgewässer; 4. November 2010, St. Pölten.

5.2 Welche wirbellosen Neozoa - Arten gibt es in Österreich?

In der Zusammenschau der gängigen Fachliteratur (siehe Zitate in den Folgekapiteln) und den Informationen des BOKU-Datensatzes sind derzeit aus Österreich 74 wirbellose aquatische Neobiota gemeldet (ohne regionale Neobiota). Davon sind 57 Arten dem Makrozoobenthos zuzurechnen.

Zehn Arten zählen zu den parasitischen Eingeweidewürmern, haben aber einen makrozoobenthischen Zwischenwirt; sieben wirbellose Arten sind dem Meiobenthos und dem Plankton zuzurechnen.

Von den 74 Arten können etwa 60 Arten im Freiland gefunden werden (teilweise aber Einzelfunde). In Bezug auf die über 3200 bekannten aquatischen Wirbellosen (Fauna Aquatica Austriaca) bedeutet das einen Artenanteil von etwa 1,8% wirbellosen aquatischen Neozoen.

In Tabelle 4 werden die wirbellosen aquatischen Neobiota angeführt, inklusive ihrer geographischen Herkunft und des Jahres, in welchem sie erstmals in Österreich nachgewiesen wurden. Die Reihenfolge richtet sich nach dem Zeitpunkt des Erstnachweises in Österreich; die Abkürzung NA steht für Nordamerika, PK für ponto-kaspisch.

Tabelle 4: Gesamttaxaliste mit Herkunft und Fundjahr				
Großgruppe	Gattung	Art	Herkunft	Jahr
Crustacea	<i>Mesocyclops</i>	<i>rutneri</i>	Ostasien	1926*)
Mollusca	<i>Physella</i>	<i>acuta</i>	Mediterran	1930
Crustacea	<i>Jaera</i>	<i>istri</i>	PK	1934
Mollusca	<i>Ferrissia</i>	<i>fragilis</i>	Amerika	1940?
Mollusca	<i>Ampullariidae</i>	spp.	Tropen	vor 1950?
Crustacea	<i>Cyclops</i>	<i>vicinus</i>	Paläarktis	1954
Crustacea	<i>Daphnia</i>	<i>galeata</i>	nördl. Hemisphäre	1956
Mollusca	<i>Melanoides</i>	<i>tuberculatus</i>	weit verbreitet	1958
Annelida	<i>Hypania</i>	<i>invalida</i>	PK	1959
Mollusca	<i>Dreissena</i>	<i>polymorpha</i>	PK	(1916)
Crustacea	<i>Orconectes</i>	<i>limosus</i>	NA	1969
Crustacea	<i>Pacifastacus</i>	<i>leniusculus</i>	NA	1970
Platyhelminthes	<i>Bothriocephalus</i>	<i>acheilognathi</i>	Taiwan	1971
Platyhelminthes	<i>Bothriocephalus</i>	<i>claviceps</i>	Asien	1971
Mollusca	<i>Stagnicola</i>	<i>palustris</i>	atlantisch, westeuropäisch	1971
Crustacea	<i>Limnomysis</i>	<i>benedeni</i>	PK	1973
Mollusca	<i>Potamopyrgus</i>	<i>antipodarum</i>	Neuseeland	1975
Crustacea	<i>Drepanothrix</i>	<i>dentata</i>	Holarktis	1978
Crustacea	<i>Daphnia</i>	<i>parvula</i>	Asien	1980
Mollusca	<i>Pseudosuccinea</i>	<i>columella</i>	N-S-Amerika	1980
Mollusca	<i>Planorbella</i>	<i>duryi</i>	NA	1980**)
Cnidaria	<i>Craspedacusta</i>	<i>sowerbyi</i>	Ostasien	1983
Platyhelminthes	<i>Dactylogyrus</i>	<i>vastator</i>	Zentralasien	1984
Crustacea	<i>Dikerogammarus</i>	<i>villosus</i>	PK	1985
Crustacea	<i>Synurella</i>	<i>ambulans</i>	PK	1985
Crustacea	<i>Corophium</i>	<i>curvispinum</i>	PK	1986
Crustacea	<i>Dikerogammarus</i>	<i>haemobaphes</i>	PK	1986
Nematoda	<i>Anguillicola</i>	<i>crassus</i>	Japan	1987
Platyhelminthes	<i>Dugesia</i>	<i>tigrina</i>	NA	1989
Mollusca	<i>Gyraulus</i>	<i>chinensis</i>	Ostasien	1989
Annelida	<i>Xironogiton</i>	<i>instabilis</i>	NA	1989

Aquatische wirbellose Neozoa

Großgruppe	Gattung	Art	Herkunft	Jahr
Mollusca	<i>Sinanodonta</i>	<i>woodiana</i>	Ostasien	1991
Annelida	<i>Branchiura</i>	<i>sowerbyi</i>	Ostasien?	1992
Cnidaria	<i>Cordylophora</i>	<i>caspia</i>	PK	1992
Crustacea	<i>Echinogammarus</i>	<i>ischnus</i>	PK	1993
Crustacea	<i>Niphargus</i>	<i>hrabei</i>	PK	1993
Mollusca	<i>Physella</i>	<i>gyrina</i>	NA; nearktisch	1993
Mollusca	<i>Physella</i>	<i>heterostropha</i>	NA	1993
Crustacea	<i>Eurytemora</i>	<i>velox</i>	PK	1994
Platyhelminthes	<i>Khawia</i>	<i>sinensis</i>	China; Japan Amurbecken	1994
Mollusca	<i>Physella</i>	<i>hendersoni</i>	NA	1994
Platyhelminthes	<i>Pseudodactylogyrus</i>	<i>bini</i>	Asien; Australien	1994
Platyhelminthes	<i>Pseudodactylogyrus</i>	<i>anguillae</i>	Asien; Australien	1995
Annelida	<i>Barbronia</i>	<i>weberi</i>	Ostasien	1995
Entoprocta	<i>Urnatella</i>	<i>gracilis</i>	NA	1995
Platyhelminthes	<i>Gyrodactylus</i>	<i>gasterostei</i>	Nordeuropa	1995
Annelida	<i>Caspiodbella</i>	<i>fadejewi</i>	PK	1996
Mollusca	<i>Galba</i>	<i>cubensis</i>	Karibik	1996
Crustacea	<i>Picripleuroxus</i>	<i>denticulatus</i>	NA; Westeuropa (holarktisch)	1996
Mollusca	<i>Radix</i>	<i>javanica</i>	Indonesien	1996
Platyhelminthes	<i>Dendrocoelum</i>	<i>romanodubiale</i>	PK	1997
Crustacea	<i>Obesogammarus</i>	<i>obesus</i>	PK	1997
Crustacea	<i>Athyaephyra</i>	<i>desmarestii</i>	Mediterran	1998
Mollusca	<i>Corbicula</i>	<i>fluminea</i>	Ostasien	1999
Platyhelminthes	<i>Dactylogyrus</i>	<i>yinwenyingae</i>	Ostpaläarktis	1999
Crustacea	<i>Echinogammarus</i>	<i>trichiatus</i>	PK	1999
Crustacea	<i>Halectinosoma</i>	<i>abrau</i>	PK	1999
Trematoda	<i>Fascioloides</i>	<i>magna</i>	NA	2000
Crustacea	<i>Hemimysis</i>	<i>anomala</i>	PK	2000
Crustacea	<i>Dikerogammarus</i>	<i>bispinosus</i>	PK	2001
Crustacea	<i>Katamysis</i>	<i>warpachowskyi</i>	PK	2001
Mollusca	<i>Theodoxus</i>	<i>fluviatilis</i>	PK	2001
Crustacea	<i>Eriocheir</i>	<i>sinensis</i>	Ostasien	2002
Mollusca	<i>Gyraulus</i>	<i>parvus</i>	NA	2004
Crustacea	<i>Procambarus</i>	<i>clarki</i>	NA	2005
Crustacea	<i>Chelicorophium</i>	<i>robustum</i>	PK	2007
Crustacea	<i>Chelicorophium</i>	<i>sowinskyi</i>	PK?	2007
Diptera	<i>Cladotanytarsus</i>	<i>conversus</i>	Asien	2007



Großgruppe	Gattung	Art	Herkunft	Jahr
Crustacea	<i>Crangonyx</i>	<i>pseudogracilis</i>	NA	2007
Diptera	<i>Paratendipes</i>	"intermedius"		2007
Bryozoa	<i>Pectinatella</i>	<i>magnifica</i>	NA	2007
Mollusca	<i>Dreissena</i>	<i>bugensis</i>	PK	2008
Diptera	<i>Cladotanytarsus</i>	'sexdentatus'	Asien	2010
Diptera	<i>Aedes</i>	<i>japonicus</i>	Asien	2011
Diptera	<i>Aedes</i>	<i>albopictus</i>	Asien	2012***)
Mollusca	<i>Corbicula</i>	<i>fluminalis</i>	Ostasien	2012****)

*) Das Vorkommen dieser Art ist durch Umbauten der Biologischen Station Lunz erloschen. *Mesocyclops ruttneri* ist zwar auf mehreren Kontinenten verbreitet, wurde ansonst nirgends in Österreich nachgewiesen (mündliche Mitteilung von Dr. S. Gaviria, Wien) und wird somit nicht mehr in der Evidenzliste der wirbellosen aquatischen Neozoa geführt.

**) von Reischütz (1980a) als *Helisoma trivolvis* nachgewiesen.

***) Der Fund der Tigermücke in Österreich durch Seidel et al. 2012 wird in vorliegende Arbeit aufgenommen, zumal in gewissen europäischen Zoologenkreisen ein „Erstnachweis-Hype“ dieser Art zu beobachten ist. Für eine Aufnahme in die statistischen Auswertungen der österreichischen Neozoa wird *A. albopictus* ohne weitere Belege zunächst nicht berücksichtigt

****) Nach Mag. Peter Reischütz (Horn) könnte es sich bei diesem Nachweis auch um ein ausgesetztes Tier handeln.

5.3 Wo kommen aquatische wirbellose Neozoa in Österreich vor?

Die Fundorte aquatischer wirbelloser Neozoa in Österreich werden in den folgenden Abbildungen graphisch visualisiert, wobei die Perioden vor 1990, 1990-2000, 2000-2005 und 2005-2012 getrennt dargestellt werden (Abbildung 33 bis Abbildung 37).

Die Darstellungen basieren auf 7908 Untersuchungsstellen des österreichischen Biomonitorings und der BOKU-Daten. Nachfolgende Darstellungen enthalten keine Fundorte, die von Fachtaxonomen und Ökologen publiziert wurden, soweit diese nicht Eingang in die ECOPROF Datenbank gefunden haben.

Die rot markierten Fundpunkte kennzeichnen Untersuchungsstellen mit Neozoen in den Proben. Die blau gehaltenen Symbole stellen Untersuchungsstellen ohne Neozoa dar. Insgesamt wurden in 25,5 % der vom Biomonitoring erfassten Fließgewässer Neozoa nachgewiesen.

An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, dass die folgenden sechs Abbildungen nur die Faunensituation an den Fundstellen der BOKU-Datensätze wiedergeben.

Um den Anteil der Neozoa-Funde besser herausarbeiten zu können, wird in Abbildung 38 der Prozentsatz der „Proben mit Neozoa“ (rote Balken) an der Gesamtprobenzahl (100%) dargestellt. Nach Perioden aufgeschlüsselt zeigt sich, dass der Anteil an Neozoa ständig zunimmt und die „Proben mit Neozoa“ in der Periode 2005 bis 2012 beinahe 50% erreichen.

Abbildung 33: Neozoa Fundorte in Österreich bis 1990

Neozoa Fundorte bis 1990

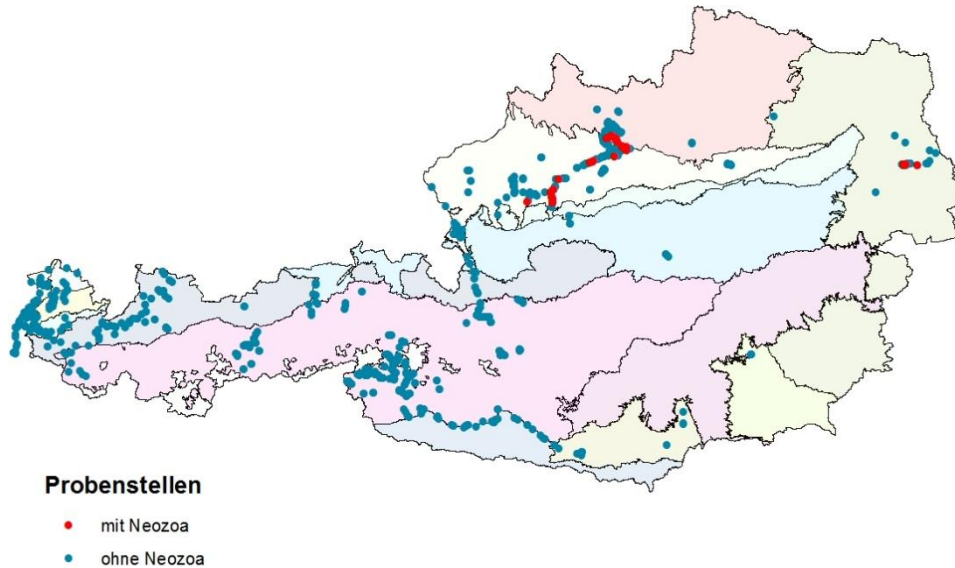


Abbildung 34: Neozoa Fundorte in Österreich bis 1995

Neozoa Fundorte bis 1995

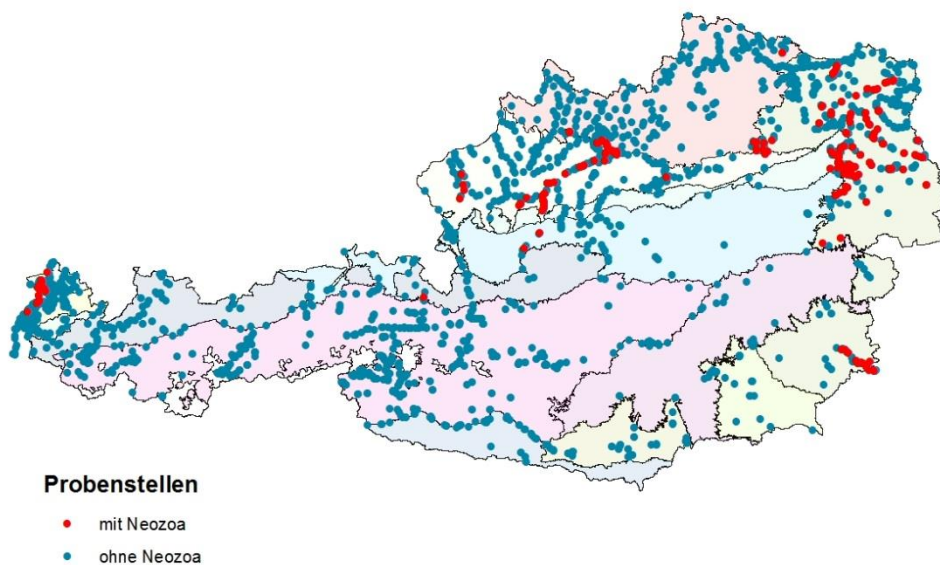


Abbildung 35: Neozoa Fundorte in Österreich bis 2000

Neozoa Fundorte bis 2000

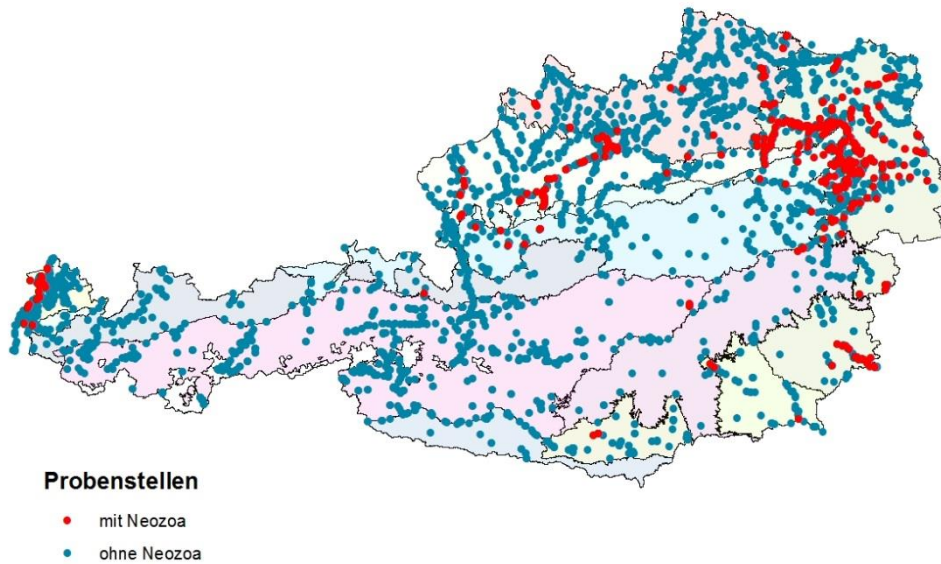


Abbildung 36: Neozoa Fundorte in Österreich bis 2005

Neozoa Fundorte bis 2005

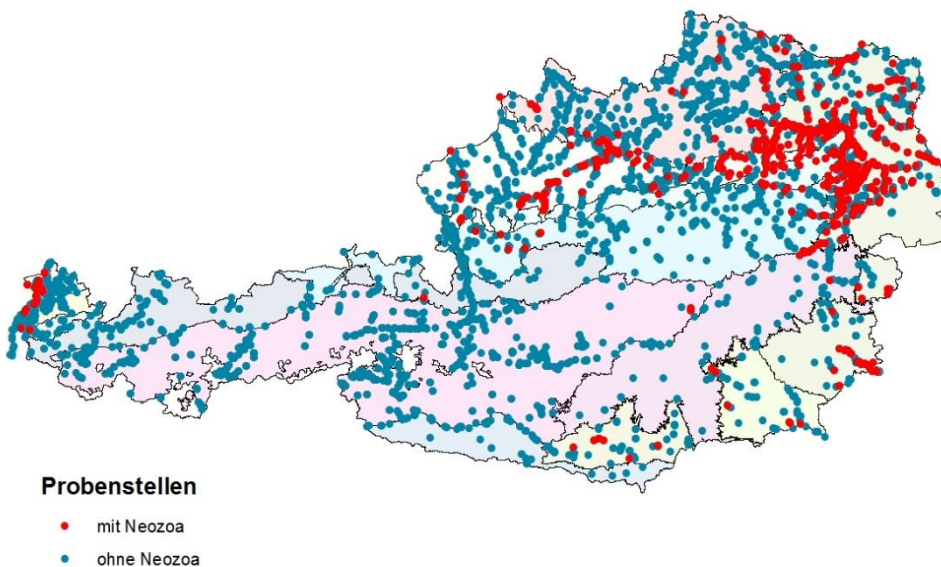


Abbildung 37: Neozoa Fundorte in Österreich bis 2012

Neozoa Fundorte bis 2012

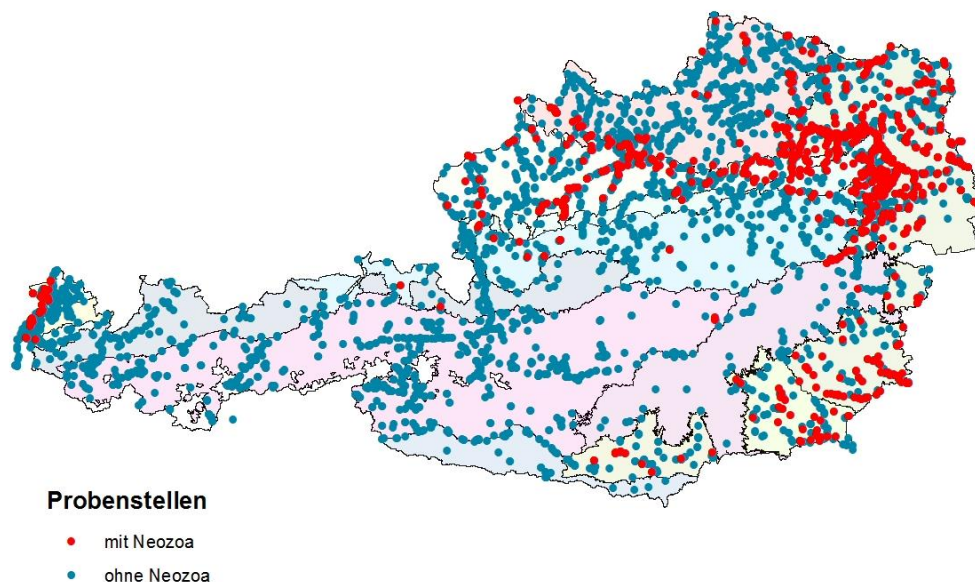
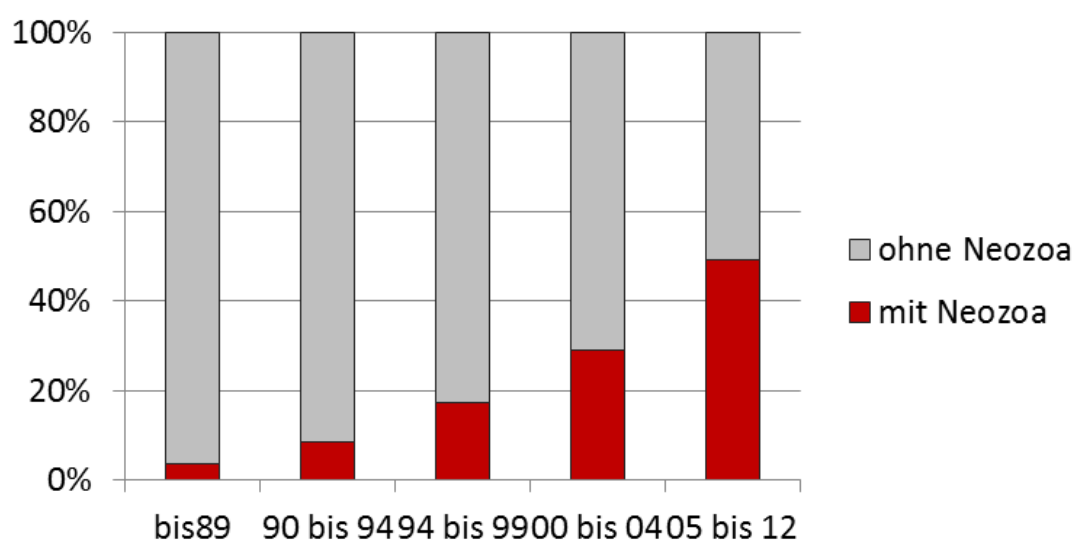


Abbildung 38: Anteil der Probenstellen mit Neozoa nach Perioden

Anteil der Probenstellen mit Neozoa





5.4 Dominanz und Häufigkeit der aquatischen wirbellosen Neozoa

In einigen Gewässerabschnitten wird die Benthosfauna von den Neozoa-Arten aufgrund ihrer hohen Abundanz klar dominiert. Beispielsweise weist die Blockwurfffauna in der Donau und der March extrem hohe Dichten von Neozoen auf (Janecek & Moog 1994). In der March wurden beispielsweise bis zu 500.000 Schlickkrebse (*Corophium curvispinum*) Individuen pro m² (99 % der Gesamtindividuenzahl) mit einer Biomasse von 0,6 kg/m² gefunden (Graf et al. 2005, 2011).

Die höchste je in österreichischen Flüssen beobachtete Biomasse von Neozoen wurde in den Sedimenten eines Donauhafens bei Linz gefunden. Hier erreicht die Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* Biomassen von über 2 kg/m² (Moog 2007, unpublizierte UVE). Vom Bodensee berichtet Rey (2007) von einer Biomasse der Körbchenmuschel in Höhe von 30,8 kg pro m².

Während der Anteil an Neozoa-Arten in österreichischen Gewässern eher gering ist - in drei Viertel aller Stellen mit Neozoen wurde nur eine einzige Neozoa Art gefunden - nimmt die Donau von der Artendominanz her eine Sonderstellung ein.

5.5 Aus welchen Tiergruppen setzen sich die aquatischen Neozoa zusammen?

Die Mehrzahl eingewandeter Benthostiere kommt ursprünglich aus marinen oder küstennahen Lebensräumen. Dies schlägt sich in der systematischen Zugehörigkeit der Arten nieder. Während sich die Neozoa-Fauna aus Crustaceen (39%), Mollusken (28%), parasitischen Würmern, Oligochaeta und Polychaeta Arten (24%), 4% restliche Arten und nur vier Insektenarten (5%) zusammensetzt, dominieren innerhalb der indigenen österreichischen Fauna die Insekten mit etwa 85 % (Tabelle 5). Die Ursache für den hohen Anteil an Nicht-Insekten bei den Neozoen dürfte in der Tatsache begründet sein, dass der Großteil der benthischen Neozoa-Arten in Österreich aus dem ponto-kaspischen Raum einwandert und natürlicherweise Küstengewässer oder zumindest salzhaltige Gewässer besiedelt, in welchen Insekten fast vollständig fehlen.

Tabelle 5: Vereinfachte taxonomische Zusammensetzung heimischer Tierarten und MZB-Neozoa in Prozent

	Würmer	Schnecken & Muscheln	Krebstiere	Insekten
Österreichische Fauna	4	5	6	85
MZB-Neozoa	24	28	39	5

5.6 Woher kommen die aquatischen Neobiota?

Die benthische Neozoaafauna ist von ihrer Herkunft her eindeutig von europäischen Einwanderern dominiert: 38% der Arten haben ihr ursprüngliches Verbreitungsgebiet in Europa. Da die Donau als Haupteinwanderungsweg fungiert, dominieren an freilebenden Arten ponto-kaspische Faunenelemente (40%). Weitere Herkunftsgebiete sind Amerika (23%), Asien (20%, vorwiegend Südost-Asien) und der Mittelmeerraum mit 4% (Tabelle 6). Während bei den ponto-kaspischen Arten sowohl aktive Einführung und

Aquatische wirbellose Neozoa

Verschleppung (z.B.: Schifffahrt) durch den Menschen als auch indirekte Förderung der Einwanderung durch Habitatzerstörung (z.B.: Stauhaltung, Blockwurf) eine Rolle spielen, wurden nordamerikanische Arten (z. B. Crustacea) in der Regel aus ökonomischen Gründen direkt importiert. Ein nicht unbeträchtlicher Teil an Neozoa wurde unbeabsichtigt eingeführt/eingeschleppt.

Tabelle 6: Herkunft der Neozoa (mit und ohne Aquarienarten und Parasiten)

Herkunft	freilebende Arten plus Parasiten und Gewächshausarten		freilebende Arten	
(Kontinent/Region)	Arten	%	Arten	%
Amerika	17	22,7	14	23,3
Asien	21	28,0	12	20,0
Ponto-Kaspisch	26	34,7	24	40,0
übrige	11	14,7	10	16,7

5.7 Wie kamen die aquatischen Neozoa nach Österreich?

In Bezug auf die die Einführungs- bzw. Einwanderungsform kommen im Regelfall drei Möglichkeiten in Frage: aktive Einwanderung, natürliche oder versehentliche passive Einschleppung oder bewusste Einbürgerung (nachstehende Definitionen sind an Essl & Rabitsch (2005) angelehnt):

eingewandert: Arten derselben Faunenregion, die durch direkte oder indirekte anthropogene Mithilfe ihr Areal selbständig erweitern konnten

eingeschleppt: Arten, die 1) unabsichtlich von anderen Tieren (z. B. Darmpassage, Anheftung im Federkleid) oder 2) passive Verfrachtung (z. B. Strömung, Anheftung an Treibholz) bzw. 3) unabsichtlich (passiv) durch den Menschen verfrachtet wurden (auch aus faunenfremden Regionen stammend) und ihr Areal nach Österreich ausdehnen konnten

eingebürgert: Arten, die absichtlich durch den Menschen freigesetzt wurden (auch Gefangenschaftsflüchtlinge) sowie faunenfremde Arten.

Als aktive Haupt-Einwanderungswege aquatischer Neobiota fungieren in Österreich die Donau und der Rhein. Künstliche Wasserwege, wie etwa der 1992 in Betrieb genommene Rhein-Main-Donaukanal stellen ebenfalls wichtige Einwanderungspfade dar. Die Ausbreitung der Neozoa dürfte durch anthropogene Umweltveränderungen (etwa Stauhaltungen; Degradation; Verschmutzung; Eutrophie) begünstigt werden. Die Schifffahrt, verbunden mit dem europaweit intensiv vernetzten Kanalsystemen, wird von namhaften Autoren als wichtigste Quelle der Einwanderung und Einschleppung fremder Arten angesehen (z. B. Pöckl et al. 2011). Die Etablierung dieser Arten dürfte durch die strukturelle Monotonie und teilweise auch defizitäre Wassergüte dieser – oft als erheblich verändert (heavily modified) – ausgewiesenen Lebensräume begünstigt werden (siehe etwa Paunovic et al. 2005, 2006, 2007).

Die anschaulichsten Beispiele für die Einbürgerung von wirbellosen Neozoa stellen die Flusskrebse dar, die bewusst nach Österreich eingeführt wurden. Tabelle 7 gibt das Jahr der Einsetzung bzw. Erstbeobachtung.



Tabelle 7: Einfuhr der Krebse

Krebsart	Jahr der Einfuhr nach Österreich
Kamberkrebs	1969
Signalkrebs	1970
Dohlenkrebs	regionales Neozoon
Sumpfkrebs	regionales Neozoon
Roter Sumpfkrebs	2005

Die Verschleppung aquatischer Neobiota nach Österreich erfolgte in sehr unterschiedlicher Weise. Als wichtigste Möglichkeiten kommen die Verschleppung mit Booten sowie die unbeabsichtigte Einfuhr mit anderen Wassertieren oder Wasserpflanzen in Frage. Im Falle des Transportvektors „Boot/Schiff“ kommen zwei Möglichkeiten des Transportes in Betracht: aktives äußeres Anheften von Neozoa oder passiver Transport in Kühl-, Ballast- oder Bilgewater. Die folgende Tabelle 8 listet Beispiele für diese drei Wege der unbewussten Faunenfälschung auf.

Tabelle 8: Beispiele für „erfolgreiche“ Verschleppung mit Booten/Schiffen oder Wasservögeln

Art	Anheftung	Transport im Schiffsrumpf	Wasservögel
Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>)	(x)	x	x
Zebra-/Dreikant-/Wandermuschel (<i>Dreissena polymorpha</i>)	x	(x) nur Larven	(x)
Quagga-Muschel (<i>Dreissena bugensis</i>)	x	?	
Blasenschnecken <i>Physella</i> spp.	x		
Andere Gastropoda?	x		
Körbchenmuscheln <i>Corbicula</i> spp.		x	
diverse Amphipoda		x	
diverse Astacidae		x	

Eine, in ihrer Quantität wohl unterschätzte, Form der Verschleppung von Neozoa erfolgt durch die Einfuhr von Wasserpflanzen (Makrophyten) für die Aquaristik und Gartengestaltung. In weiterer Folge, wenn die Aquarianer in der freien Natur ihre Aquarien „entsorgen“ (vielleicht sogar aus falsch verstandener Tierliebe), kommt es dann zu bewussten Aussetzungen. Zu den typischen Gewächshaustieren zählen vor allem exotische Schnecken (Tabelle 9).

Tabelle 9: Beispiele für typische „Aquarien- und Gewächshausschnecken“ in Österreich (nach Reischütz 2005)

<i>Galba cubensis</i>	<i>Physella gyrina</i>	<i>Melanoides tuberculatus</i>
<i>Radix javanica</i>	<i>Pseudosuccinea columella</i>	<i>Planorbella duryi</i>
<i>Physella hendersoni</i>	<i>Pomacea</i> -Arten (<i>Ampullaria</i>)	<i>Gyraulus chinensis</i>

Aquatische wirbellose Neozoa

Wie Arbeiten von Reischütz und Kollegen zeigen, kann die überwiegende Mehrzahl dieser Arten wegen ihrer Temperaturempfindlichkeit derzeit nur in Gewächshäusern, Zoos, Zoohandlungen, Baumärkten etc. überleben (Leiss & Reischütz 1996, Reischütz & Reischütz 2000, Reischütz 2005). Einige Neozoa haben sich aber bereits außerhalb dieser geschützten Orte etabliert und die Frage bleibt offen, wie diese Arten bei steigender Erderwärmung reagieren. So haben beispielsweise Reischütz & Reischütz (2004) in Griechenland die thermophile *Pseudosuccinea columella* im Freiland beobachtet. In Österreich ist ihr Vorkommen derzeit auf das Warmbad Villach und Warmhäusern großer staatlicher Gärten beschränkt (Leiss & Reischütz 1996).

Ein Kandidat für baldige Verbreitung im Freien wäre die Chinesische Posthörnchenschnecke (*Gyraulus chinensis*), von Anderson (2005) als typische tropische Aquarienschnecke beschrieben. Sie wurde in Österreich erstmals in der Therme von Bad Fischau gefunden (Reischütz 1989), später im Glashaus des Botanischen Gartens der Universität Salzburg gemeldet. In südlichen Ländern wurde die Art bereits in Sümpfen und Reisfeldern in Spanien, Portugal, Italien und Frankreich nachgewiesen (Anderson 2005, Hallgass and Vannozzi 2010). Bedenklich stimmt hier ein Nachweis lebender Exemplare in der Perschling (Fischer et al. 2002).

Die unbeabsichtigte Einfuhr von Neozoen beschränkt sich meist auf Arten die parasitisch leben oder parasitische Stadien in ihrer Ontogenie aufweisen. Beispiele für mittels Fisch- oder Krebsbesatz unbeabsichtigt eingeschleppte „Trittbrettfahrer“ gibt Tabelle 10.

Tabelle 10: Beispiele für unbeabsichtigte Einfuhr von Neozoa durch „Wirts“organismen

Art	Unbeabsichtigtes Einschleppen durch:
Chinesische Teichmuschel (<i>Sinanodonta woodiana</i>)	Einfuhr von jungen Graskarpfen und Silberkarpfen aus China nach Ungarn und von dort nach Österreich
Aal-Schwimmbblasenwurm (<i>Anguillicola crassus</i>)	Aalbesatz
<i>Pseudodactylogyrus anguillae</i>	Aalbesatz
<i>Pseudodactylogyrus bini</i>	Aalbesatz
Amerikanischer Krebssegel (<i>Xironogiton instabilis</i>)	Einfuhr von Signalkrebsen nach Salzburg/Österreich

Zuletzt soll in diesem Kapitel noch auf den Anstieg von Neozoa-Arten durch Wissenszuwachs eingegangen werden. Darunter fallen jene Arten, die von den Zoologen übersehen wurden bzw. erst durch Neubearbeitung oder Revision von Bestimmungswerken erkannt und richtig angesprochen werden können. Beispielsweise erweiterte sich der Bestand an Schlickkrebsarten Österreichs durch eine intensive Zusammenarbeit eines internationalen Zoologenteams im Rahmen des Joint Danube Survey 2 (2007). Zusätzlich zu der ursprünglich aus Österreich bekannten Schlickkrebsart *Chelicerophium curvispinum* wurden in der österreichischen Donaustrecke auch *Chelicerophium robustum* und *Chelicerophium sowinskyi* nachgewiesen. Ebenso konnte man in der Donau neben der lange bekannten Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) die Quagga-Muschel (*Dreissena bugensis*) nachweisen.



5.8 Welche aquatischen Neozoa dominieren die wirbellose aquatische Fauna?

Die – nach Auswertung des BOKU-Datensatzes - am weitesten verbreitete Neozoa-Art in Österreich ist die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* von welcher insgesamt 609 Nachweise vorliegen. Den zweiten Rang nehmen die Blasenschnecken *Physella acuta*/*P. heterostropha* mit 448 Fundorten ein, gefolgt von den beiden Amphipoden Schlickkrebs *Corophium* spp. (294 Nachweise) und „Killershrimp“ *Dikerogammarus villosus* (258 Nachweise) sowie der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (247 Nachweise). Die Dreikantmuscheln sind sicher unterrepräsentiert, weil zufolge des nur auf Fließgewässer beschränkten Biomonitorings stehende Gewässer und Seeufer nicht in den ECOPROF-Datensatz aufgenommen wurden.

In 51,5 % aller Stellen mit Neozoen, wurde nur eine einzige Neozoa-Art gefunden, die maximal vorgefundene Zahl liegt bei 13 (Donau). Die 10 häufigsten Arten sind in Tabelle 11 aufgelistet.

Tabelle 11: Anzahl der Fundstellen der häufigsten Neozoaarten	
Neozoon	Fundstellen
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	609
<i>Physella acuta/heterostropha</i>	448
<i>Chelicorophium</i> spp.	294
<i>Dikerogammarus villosus</i>	258
<i>Dreissena polymorpha</i>	247
<i>Jaera istri</i>	244
<i>Hypania invalida</i>	196
<i>Echinogammarus ischnus</i>	174
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	167
<i>Obesogammarus obesus</i>	115
<i>Dikerogammarus bispinosus</i>	53
<i>Corbicula fluminea</i>	34

5.9 Gibt es invasive aquatische wirbellose Neozoa in Österreich?

Von wichtiger wasserwirtschaftlicher und ökologischer Bedeutung ist die naturschutzfachliche Beurteilung ob ein Neubürger eine sogenannte invasive Art ist, also die heimische Fauna konkurriert. Vorliegend verwendete Begriffe werden im Sinne der Definitionen von Brandes (2000), Essl & Rabitsch (2002, 2005) verwendet.

5.9.1 Akut invasive aquatische wirbellose Neozoa in Österreich

Akut invasiv wird in diesem Zusammenhang so verstanden, dass die Individuen einer Neobiota-Art so häufig sind, dass

- eine Verdrängung indigener Arten belegt ist
- und/oder Strukturen, Biotope, Standorteigenschaften oder ökosystemare Prozesse langfristig verändert werden.

Die Analyse des BOKU-Datensatzes und der Fachpublikationen ergibt sieben eindeutig invasive Arten innerhalb der aquatischen Wirbellosen. Nicht unerwarteterweise zählen die fünf am häufigsten auftretenden Neozoa auch zu den invasiven Arten (Tabelle 12).

Tabelle 12: Invasive aquatische wirbellose Neozoa in Österreich

Großgruppe	Gattung	Art
Mollusca	<i>Potamopyrgus</i>	<i>antipodarum</i>
Crustacea	<i>Chelicorophium</i>	<i>curvispinum</i>
Crustacea	<i>Dikerogammarus</i>	<i>villosus</i>
Mollusca	<i>Dreissena</i>	<i>polymorpha</i>
Mollusca	<i>Corbicula</i>	<i>fluminea</i>
Crustacea	<i>Pacifastacus</i>	<i>leniusculus</i>
Crustacea	<i>Orconectes</i>	<i>limosus</i>

Potamopyrgus wird als invasiv eingestuft, da die Schnecke 1) in sehr großer Dichte vorkommen kann, 2) dadurch den indigenen Weidegängern die Nahrungsgrundlagen schmälert, 3) sehr weit in Österreich verbreitet ist, und 4) bereits jetzt in unberührte naturbelassene Referenzstrecken eindringt.

Obwohl *Chelicorophium curvispinum* nur in der Donau und March/Thaya vorkommt und ansonsten auf die Mündungsbereiche der Zubringerbäche beschränkt ist, wird die Art als invasiv eingestuft, da sie in sehr hohen Dichten auftreten kann, somit auch den Lebensraum drastisch verändert und die indigene Fauna verdrängt. Die dicht an dicht stehenden Wohnröhren dieses filtrierenden Krebses führen von völliger Überdeckung der Hartsubstrate bis zu deutlichen Schlammssedimentationen.

Die Einstufung von *Dikerogammarus villosus* als akut invasive Art wurde zufolge der mehrfach belegten Massenvorkommen, der oftmals hohen Dominanz der Bodenfauna und der fast völligen Auslöschung indigener Flohkrebse in gewissen Traun- und Donautrecken vorgenommen.

Dreissena polymorpha wird trotz des beobachteten Rückganges zu den akut invasiven Tierarten gestellt, da sie teilweise immer noch in ungeheuer hohen Dichten auftritt (z. B. Beobachtungen von Moog an Pontons im Regattahafen Ottensheim und Konglomerat-Uferhöhlen der Traun bei Siebenbrunn) und bis in die Gegenwart vielerorts die Großmuscheln (z. B. *Anodonta* und *Unio*) als Hartsubstrat nützt und durch Aufwachsen im Wachstum hindert oder gar zum Absterben bringt.

Trotz ihres auf die Donau, March und Bodensee beschränkten Vorkommens wird *Corbicula fluminea* als akut invasiv aufgefasst, da die Art in derart großen Dichten die Flusssedimente besiedelt, dass alle anderen Bodentiere verdrängt werden.



Die von Eder (2002) vorgenommene Einstufung von *Pacifastacus leniusculus* als invasive Art wurde durch die Studie von Gruber (2006) bestätigt, der einwandfrei bewies, dass der Signalkrebs selbst bis in die obersten Oberläufe hinauf die heimischen Edelkrebse verdrängt.

Die von Eder (2002) als invasiv geführte Einstufung des Kamberkrebs *Orconectes limosus* wird in vorliegender Auflistung übernommen, da er grundsätzlich immer noch als Überträger der Krebspest fungiert und somit die Wiederherstellung der heimischen Edelkrebsbestände gefährdet/verhindert.

5.9.2 Potentiell invasive aquatische Neozoa in Österreich

Als potentiell invasiv bezeichnet eine aktuell so starke Ausbreitung, dass

- mittel- bis langfristig eine invasive Wirkung zu erwarten ist
- invasive Schwesterarten in Nachbarländern schon als invasiv evident sind
- ein Art zwar invasiv ist, aber derzeit erfolgreich bekämpft wird

In Österreich müssen 16 aquatische wirbellose Neozoa-Arten in den potentiell invasiven Status eingereiht werden (Tabelle 13).

Tabelle 13: Potentiell invasive aquatische wirbellose Neozoa-Arten		
Großgruppe	Gattung	Art
Nematoda	<i>Anguillicola</i>	<i>crassus</i>
Turbellaria	<i>Dendrocoelum</i>	<i>romanodanubiale</i>
Annelida	<i>Hypania</i>	<i>invalida</i>
Crustacea	<i>Eurytemora</i>	<i>velox</i>
Crustacea	<i>Cyclops</i>	<i>vicinus</i>
Crustacea	<i>Chelicorophium</i>	<i>robustum</i>
Crustacea	<i>Chelicorophium</i>	<i>sowinskyi</i>
Crustacea	<i>Hemimysis</i>	<i>anomala</i>
Crustacea	<i>Dikerogammarus</i>	<i>bispinosus</i>
Crustacea	<i>Dikerogammarus</i>	<i>haemobaphes</i>
Crustacea	<i>Echinogammarus</i>	<i>ischnus</i>
Crustacea	<i>Echinogammarus</i>	<i>trichiatus</i>
Crustacea	<i>Obesogammarus</i>	<i>obesus</i>
Mollusca	<i>Physella</i>	<i>acuta/heterostropha</i>
Mollusca	<i>Theodoxus</i>	<i>fluviatilis</i>

Die Einstufung des Schwimmblasenwurms *Anguillicola crassus* erfolgt in Anlehnung an Konecny et al. (2002). *Dendrocoelum romanodanubiale* wird von Pöckl & Rabitsch (2002) als potentiell invasiv beschrieben. *Hypania invalida* wird als potentiell invasiv eingestuft, da diese Vielborsterart nach langer „Ruhephase“ in der Donau auch in einige Donauzubringer eindrang bzw. eine 80 km lange Traunstrecke besiedelte und in letzter Zeit auch in Niederösterreich versprengt nachgewiesen wurde. Die Einstufung der beiden Ruderfusskrebse *Eurytemora velox* und *Cyclops vicinus* richtet sich nach Gaviria (2002). Die beiden erst vor fünf Jahren

Aquatische wirbellose Neozoa

nachgewiesenen Schlickkrebsarten *Chelicorophium robustum* und *C. sowinskyi* wurden in die Liste aufgenommen, da ihre Verbreitung - ohne die alten Proben nachzubestimmen - derzeit nicht abgeschätzt werden kann und sie dasselbe invasive Potential wie *C. curvispinum* haben könnten. Die Ausweisung von *Hemimysis anomala* als potentiell invasive Art erfolgte nach Wittmann (2002).

Obwohl die überwiegende Mehrzahl der Fundbeobachtungen auf die Donau beschränkt ist, werden die nicht indigenen Amphipoden als potentiell invasiv eingestuft. Grund dafür ist die Tatsache, dass die „explosionsartige“ Ausbreitung von *Dikerogammarus villosus* vollkommen unvorhersagbar war und nach einer Periode jahrzehntelangen stabilen und unauffälligen Vorkommens ausbrach.

Die in Österreich weit verbreitete und auch in gewissen alpinen Flüssen vorkommende Blasenschecke *Physella acuta/heterostropha* wird als potentiell invasiv angesehen, da sie sich nach Reischütz (2002) in starker Ausbreitung befindet.

Theodoxus fluviatilis wird in die Reihe der potentiell invasiven Arten aufgenommen, da diese für Österreich als Neozoon aufzufassende Kahnschnecke nach Reischütz (2002) die heimischen Arten der Gattung *Theodoxus* verdrängen könnte.

5.9.3 Zufolge Klimaerwärmung potentiell invasive aquatische Neozoa in Österreich

Eine Sonderform stellen jene Arten dar, die bei fortschreitendem Klimawandel potentiell invasiv werden können. Die Vorkommen dieser kälteempfindlichen Arten sind aktuell stabil (z. B. vereinzelt in Thermalgewässern, Glashäusern etc. vorkommend), zeigen aber in südlichen Ländern Europas bereits eine starke Ausbreitung. Somit besteht die Wahrscheinlichkeit, dass sich diese Arten bei weiter ansteigender Klimaerwärmung auch im Freiland ausbreiten können (Tabelle 14).

In die Liste der bei fortschreitendem Klimawandel potentiell invasiv werdenden Tiere werden alle aquatischen wirbellosen Arten aufgenommen, deren Vorkommen aus Thermen und/oder Glashäusern etc. berichtet ist. Die Aufnahme der Chinesischen Teichmuschel *Sinanodonta woodiana* erfolgte im Sinne von Reischütz (2002).

Tabelle 14: Arten, die bei fortschreitendem Klimawandel potentiell invasiv werden können

Großgruppe	Gattung	Art	Deutscher Name
Mollusca	<i>Galba</i>	<i>cubensis</i>	Kubanische Sumpfschnecke
Mollusca	<i>Gyraulus</i>	<i>chinensis</i>	Chinesisches Posthörnchen
Mollusca	<i>Gyraulus</i>	<i>parvus</i>	Kleines Posthörnchen
Mollusca	<i>Melanoides</i>	<i>tuberculatus</i>	Nadel-Kronenschnecke
Mollusca	<i>Physella</i>	<i>gyrina</i>	Runde Blasenschnecke
Mollusca	<i>Physella</i>	<i>hendersoni</i>	Hendersons Blasenschnecke
Mollusca	<i>Planorbella</i>	<i>duryi</i>	Amerikanische Posthornschncke
Mollusca	<i>Ampullariidae</i>	spp.	Apfelschnecken
Mollusca	<i>Pseudosuccinea</i>	<i>columella</i>	Amerikanische Schlammschnecke

Großgruppe	Gattung	Art	Deutscher Name
Mollusca	<i>Radix</i>	<i>javanica</i>	Java-Schlammschnecke
Mollusca	<i>Sinanodonta</i>	<i>woodiana</i>	Chinesische Teichmuschel
Crustacea	<i>Procambarus</i>	<i>clarkii</i>	Louisiana-Sumpfkrebs

5.10 Besprechung ausgewählter wirbelloser Neozoa in Österreich

5.10.1 *Hypania invalida* (Süßwasser-Borstenwurm)

Hypania invalida zählt zu den „klassischen“, bereits relativ früh (1959) im Zuge des von der Bundesanstalt für Wassergüte, Wien-Kaisermühlen, durchgeführten Biomonitorings, nachgewiesenen Neozoa-Arten. Über lange Jahre galt dieser Vielborster als Bewohner großer Donaustause mit Schlammersedimenten. Durch dieses stabile, auf die Donau beschränkte Vorkommen galt *Hypania* in Fachkreisen als Bewohner erheblich beeinträchtigter Wasserkörper, wie etwa auch von Zorić et al. (2011) für die Serbische Donau festgestellt. Erst etwa 40 Jahre später erfolgten verstreute Funde im Weinviertel (Taschlbach bei Steinbach und Pürstendorf 2002), erste Nachweise im Mündungsbereich von Donauzubringern (Ysper 1997, Große Tulln 1999, niederösterreichische Krems 2003 und dem Inn 2007) sowie 1999 in der Traun, bereits 12 km oberhalb der Mündung in die Donau.

Abbildung 39: *Hypania invalida* (Foto: © Wolfram Graf).



Die Traun kann – neben der Donau - als der einzige österreichische Fluss mit durchgehender *Hypania*-Besiedlung bezeichnet werden. Zwischen 2002 und 2006 wurde mehrere Nachweise aus 80 km Traunstrecke und auch dem Traunsee erbracht, wobei in über 70 Proben *Hypania* nachgewiesen wurde. Klare Ausbreitungsmuster lassen sich dabei nicht erkennen. Die Verteilung der Fundpunkte legt einen passiven Transport mit darauf folgender Besiedlung des stromab gelegenen Flussabschnittes als Ausbreitungsmechanismus nahe.

Rezente verstreute Fundnachweise unterstützen diese Annahme und umfassen die Erla bei St. Pantaleon 2010, die Leitha bei Gattendorf 2008 und die Pulkau unterhalb Jungbunzlauer 2009. Auch im Marchfeldkanal und Rußbach sowie im Marchsystem findet sich die Art.

5.10.2 *Gyraulus parvus* (Amerikanisches Posthörnchen)

Gyraulus parvus ist in Nordamerika beheimatet und wurde vermutlich durch Wasserpflanzen nach Europa verschleppt. In Deutschland wurde die Art erstmals 1973 gefunden und ist in rascher Ausbreitung begriffen (Glöer, Meier-Brook & Ostermann 1992). Leiss & Reischütz schreiben noch 1996, dass *Gyraulus parvus* in Österreich bisher im Freiland nicht gefunden werden konnte. Nach Sattmann & Mildner (1998), welche die Art 1997 in Kärnten nachweisen, besiedelt *Gyraulus parvus* in Europa Gewässer, in denen schwacher oder kein Konkurrenzdruck durch andere Molluskenarten herrscht. Wird dieser mit der Zeit zu stark, so erlischt das Vorkommen wieder. Patzner 1997 weist die Art 1997 erstmals in Salzburg nach und konstatiert dem Kleinen Posthörnchen stark invasive Tendenzen (Patzner & Szedlarik 1996, Patzner 1996, 1997). Nach Patzner 1997 ist *Gyraulus parvus* in Österreich weit verbreitet. Reischütz (2002) schreibt, dass die Art bisher aus Wien, Kärnten und Salzburg bekannt, aber „vermutlich weiter verbreitet ist“. Etwas später veröffentlichen Kofler & Mildner (2004) Funde des Kleinen Posthörnchens 2002 im Lienz Stadtgebiet, im Gartenteich bei der Kompostieranlage. Im Bodensee wird die Schnecke 2004 nachgewiesen (Rey et al. 2005). Einen weiteren Fund publizieren Zick und Patzner (2006) vom Mattsee und vom Badensee Hollersbach. Vorliegende Fundliste gibt die Verbreitung nur auszugsweise an, aber trotz teilweise widersprüchlicher Literaturbefunde wird auf den Ratschlag von Alexander und Peter Reischütz (Horn) eingehend, die Art als bei fortschreitendem Klimawandel potentiell invasiv eingestuft. Das Kleinen Posthörnchen kommt auch als Überträger der Vogelbilharzien in Frage.

5.10.3 *Potamopyrgus antipodarum* (Neuseeländische Zwergdeckelschnecke)

Die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) stammt aus Neuseeland und wurde um die Mitte des 18. Jahrhunderts (wohl unbeabsichtigt mit Bilgewasser) nach Europa verschleppt. Schon 1883 liegen Befunde vor, dass die Schnecken auffallend häufig in der Themsemündung auftreten (Ehrmann 1956, Dussard 1977). Bereits 1887 erreichte sie die Wismarer Bucht 1899 den Nordostseekanal. Von den Küsten ging ihr Siegeszug in das Binnenland (1916 im Dortmund-Ems-Kanal), schnell wurde Norddeutschland besiedelt (Ehrmann 1956, Jaeckel 1962).

In den vergangenen sechs Jahrzehnten hat *Potamopyrgus antipodarum* in Mitteleuropa eine rasante Ausbreitung genommen (Boettger 1951, Jaeckel 1962, Schmid 1977, Müller & Falkner 1984, Frank 1985a, Ponder 1988, Falkner 1990, Gloer & Meier-Brook 1994).

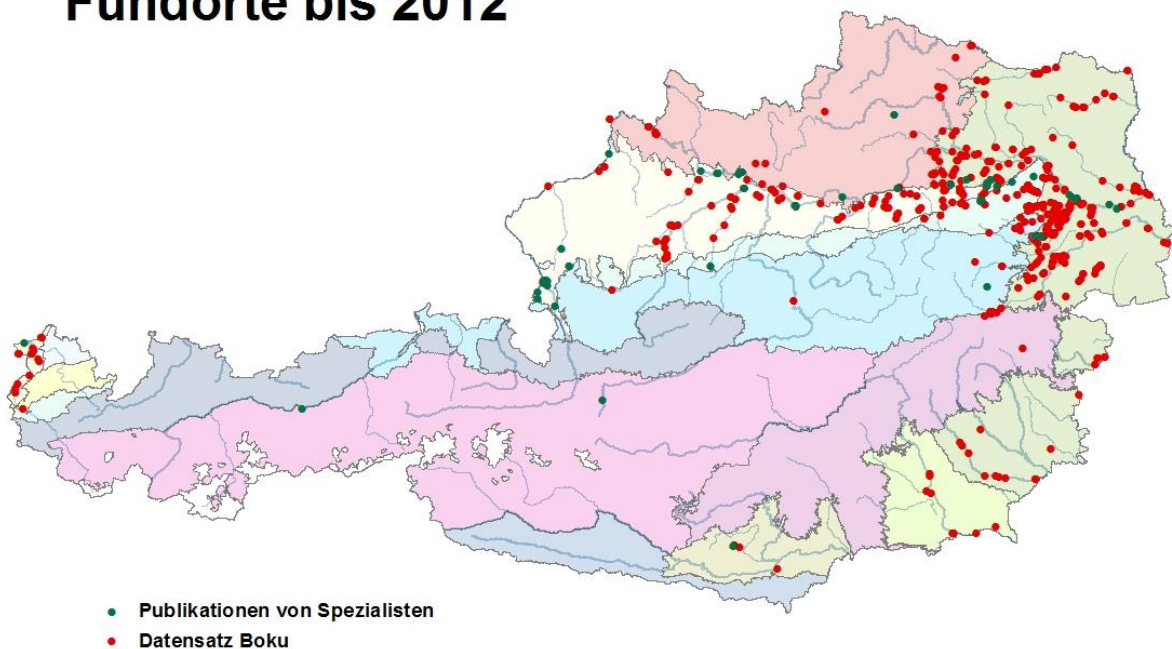
Über Vorkommen in Österreich berichtete zuerst Stojaspal (1975), der 1974 Gehäuse im Bodensee (Vorarlberg) fand. Die ersten lebenden Tiere konnten Sattmann & Rudoll in Niederösterreich (1984) nachweisen. Frank (1985a, 1985b, 1988, 1990), Reischütz (1988) und Patzner (1996) dokumentierten ausführlich die Ausbreitung dieser Art in Österreich. Abbildung 41 zeigt die Fundorte von *Potamopyrgus* in Österreich bis 2012. Die rot eingetragenen Fundpunkte stellen die Nachweise im BOKU-Datensatz dar.

Abbildung 40: *Potamopyrgus antipodarum* (Foto: © Wolfram Graf).



Abbildung 41: Fundorte von *Potamopyrgus antipodarum* bis 2012 (Datensatz von BOKU und Malakologen)

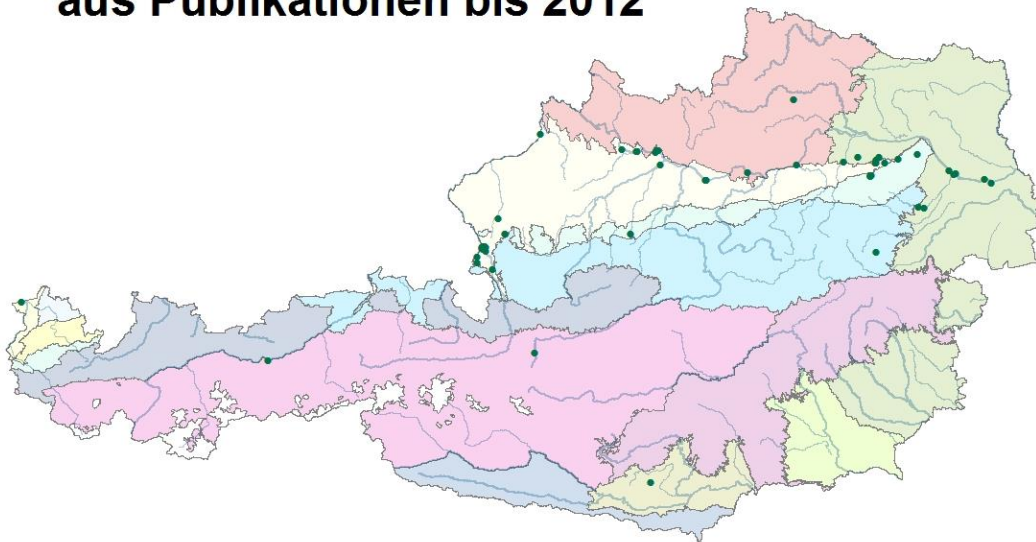
Potamopyrgus antipodarum Fundorte bis 2012



Es zeigt sich deutlich, dass die Art hauptsächlich außerhalb der Alpen verbreitet ist und – mit geringen Ausnahmen - nur in wenigen östlichen Vorkommen auch in den randlichen Kalkvoralpen und den Ausläufern des Kristallins auftritt. Obwohl der BOKU-Datensatz auch zahlreiche Stellen in den Alpen beinhaltet (ohne *Potamopyrgus* Nachweise), wurde am Beispiel von *Potamopyrgus* versucht, die Fundbilder des Monitoring-Datensatzes mit den Ergebnissen der Fachspezialisten zu vergleichen. Dazu wurde eine Literaturrecherche gestartet, welche die in der gängigen Fachliteratur publizierten Funde von *Potamopyrgus* zusammenfasst. Diese Nachweise sind in der Karte mit blauer Farbe markiert bzw. in Abbildung 42 separat dargestellt. Grundsätzlich fällt auf, dass sich die Verbreitungsbilder gleichen: Die überwiegenden Funde konzentrieren sich auf das Bodenseegebiet, das Donautal, Ostösterreich und die süd-östlichen Beckenlandschaften. Hier ist anzumerken, dass die besonders dichten Fundketten im Osten Österreichs nicht adequat dargestellt sind, da Linien- oder Flächenangaben (z. B zwischen Melk und Krems) nicht eingezeichnet werden konnten. Es liegt auch auf der Hand, dass wiederholte Nachweise nicht in der Fachliteratur publiziert werden können. So berichten etwa Alexander und Peter Reischütz, dass *Potamopyrgus* in den niedrigen Lagen des Waldviertels, des Hausruckviertels und des Innviertels flächendeckend gefunden wurde. Neu dazu kommen zahlreiche Funde um Salzburg aber auch den Flachgausen von Prof. Dr. Robert Patzner (Universität Salzburg) und seinen Schülern und Kollegen. 1994 weisen Klausnitzer und Rauch die Art sogar in einem Baggersee in Innsbruck nach.

Abbildung 42: Fundorte von *Potamopyrgus antipodarum* bis 2012, malakologische Fachpublikationen

Potamopyrgus antipodarum - Fundorte aus Publikationen bis 2012



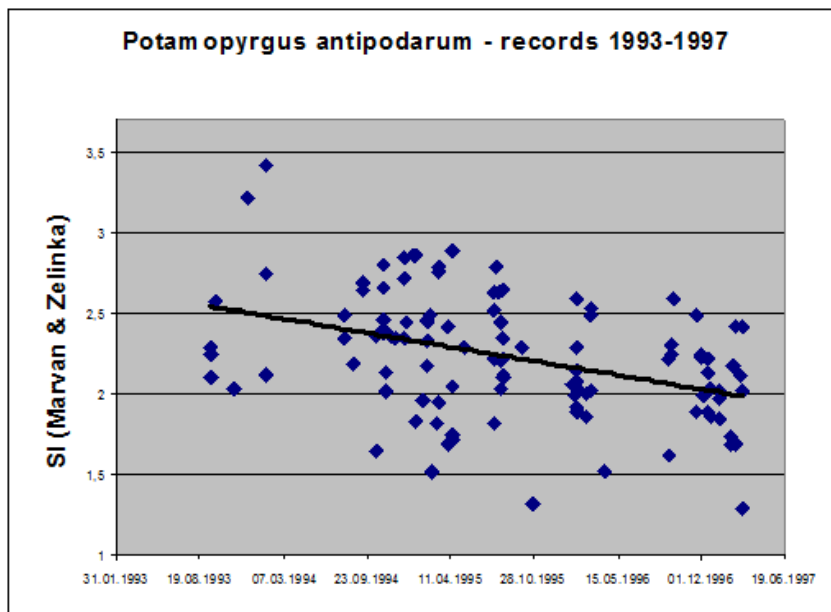
Ab 1984 trat dieses Tier stellenweise bereits in größeren Dichten auf, wobei in qualitativen Proben der BOKU bis zu 55.000 Individuen pro Quadratmeter hochgerechnet wurden (Brunnader der Traisen, 28.7.1995). Falkner (1990) berichtet von bis zu 100 000 Individuen/m².

Gewöhnlich besiedelte *Potamopyrgus* eher verunreinigte oder durch Hochwasserschutzmaßnahmen

monoton verbaute Gewässer. Innerhalb der vier Gewässergüteklassen (rein, gering verschmutzt, stark verschmutzt, und übermäßig stark verschmutzt) kam die Schnecke bevorzugt in stark verschmutzten Gewässern vor, was die hohe Toleranz gegenüber geringem Sauerstoffgehalt bestätigte.

Die saprobielle Einstufung der Art (Saprobienindex 2,8) indiziert ein bevorzugtes Vorkommen in beta-meso- und alpha-meso-saprobien Gewässern. Die eigenen Nachweise bestätigen die hohe Toleranz gegenüber geringem Sauerstoffgehalt (Abbildung 43). Im Gegensatz zu den Blasenschnecken schafft es die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke auch in reinere Gewässer erfolgreich vorzudringen. In Hinblick auf das invasive Potential dieser Art scheint bedenklich, dass Univ. Doz. Dr. Wolfram Graf (BOKU-Wien) *Potamopyrgus antipodarum* anlässlich einer Forschungsreise im Jahr 2004 im Loiblach, einem durchaus reinen, rasch strömenden und hochgelegenen Kärntner Gebirgsbach gefunden hat.

Abbildung 43: Saprobienindices an Fundorten von *Potamopyrgus antipodarum* in österreichischen Gewässern



Warum ist *Potamopyrgus antipodarum* so wettbewerbsstark?

Für die Wasserwirtschaft ergibt sich natürlich die wichtige Frage, warum ein Neozoon so wettbewerbsstark sein kann. Aufgrund des Untersuchungsstandes lässt sich kurz zusammenfassen, welche biologischen Eigenschaften die invasiven Fähigkeiten der Neuseeländischen Zwergdeckelschnecke begünstigen:

- Fähigkeit zur Parthenogenese (Boycott 1919)
- Lebendgebärend (Fretter & Graham 1962)
- Ganzjährige Fortpflanzung
- Mit 5-8 Monaten geschlechtsreif (Dorgelo 1991)
- 1 Weibchen produziert 312,5 Millionen Junge
- Breite ökologische Nische
- Erträgt Temperaturen bis 30° C (Rey et al. 2004)
- Tolerant gegenüber Verschmutzung und Überdüngung
- Toleriert einen Salzgehalt von bis zu 17 ‰ (Gloer 2002)
- Eigenmobilität (1-5 cm/min) und passive Verbreitung

Aquatische wirbellose Neozoa

- Operculum (Transport; Darmassage)
- Kaum Parasiten (14:1 Trematoden)
- Verändert das Ökosystem (Detritus, Algen, Fische)

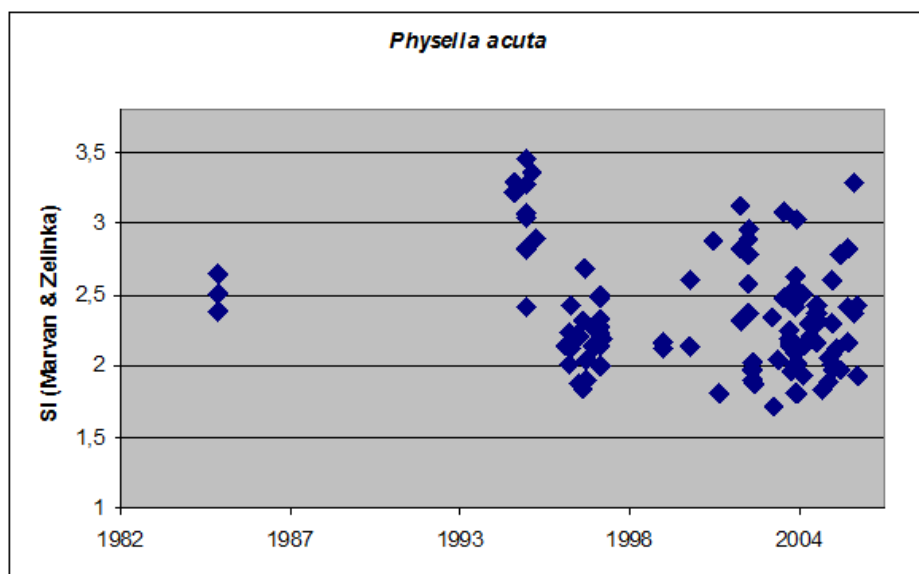
5.10.4 *Physella acuta/heterostropha* (Blasenschnecken)

Ein anderes Beispiel für die Ausbreitung verschmutzungsresistenter Arten sind die gebietsfremden Blasenschnecken, die mit vier Arten aus Österreich bekannt sind: *Physella acuta*, *P. hendersoni*, *P. gyrina* und *P. heterostropha* (Reischütz 2002). In den Monitoring-Proben wurden bisher aber nur *Physella acuta* und *P. heterostropha* nachgewiesen. Nachdem gegenwärtig der Artstatus dieser beiden Blasenschnecken diskutiert wird, werden beide Arten in den Auswertungen zusammengefasst.

Frühe Nachweise stammen aus Thermalabflüssen (Warmbad Villach, Bad Fischau); in der ZOBODAT Datenbank werden von Fritz Seidl Nachweise aus 1930 und 1931 zitiert, welche Herr Ernst Mikula in der Römischen Ruine, Schönbrunn und der Triesterstrasse in Wien Inzersdorf meldete. In Monitoring-Proben wurde *Physella acuta* das erste Mal 1985 in der Litoralzone eines Stauraumes an der Traun bei Pucking nachgewiesen. Mittlerweile gibt es einige Hundert Nachweise dieser Schneckenart. Wie die Zwergdeckelschnecke zeigt sie ihre Widerstandskraft durch das überwiegende Vorkommen in organisch stark verschmutzten oder anderweitig degradierten Gewässern.

Die saprobielle Einstufung dieser Arten (Saprobienindex 2,7) in der Fauna Aquatica Austriaca spiegelt ihr überwiegendes Vorkommen in beta-meso- und alpha-meso-saprobien Gewässern wider. Die österreichischen Funde, welche überwiegend aus organisch belasteten Gewässern stammen, bestätigen die hohe Toleranz gegenüber geringem Sauerstoffangebot: die überwiegende Anzahl der Gewässer mit *Physella*-Nachweisen weist einen Saprobienindex jenseits von Güteklasse II auf; stellenweise fand man Exemplare dieser Blasenschnecke sogar in Gewässern, deren Verschmutzung im Übergang von alpha-meso-saprob zu polysaprob lag (Gewässergüteklasse III-IV auf der vierstufigen Skala).

Abbildung 44: Saprobienindices an Fundorten von *Physella acuta/heterostropha* in österreichischen Gewässern



Das Hauptvorkommen der nicht indigenen Blasenschnecken ist eindeutig ausserhalb der Alpenregion im vorarlbergischen und bayerisch-österreichischen Alpenvorland, den Flach- und Hügelländern der pannonischen Tiefebene und im Grazer Feld. Nachweise in den Alpengebieten erfolgten nur sehr vereinzelt und zumeist nicht in Fließgewässern. Die Darstellung der publizierten Funde in Abbildung 46 bestätigt das in Abbildung 45 gezeigte Vorkommen. Die Verbreitungsbilder des Monitoring-Datensatzes gleichen den Ergebnissen der Fachspezialisten.

Abbildung 45: Fundorte von *Physella* spp. bis 2012 anhand von BOKU-Daten und Publikationen

Physella spp. Fundorte bis 2012

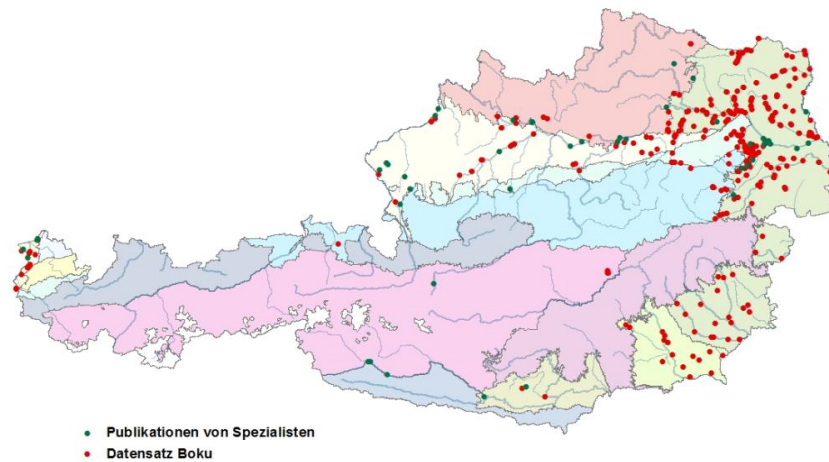


Abbildung 46: Fundorte von *Physella* spp. bis 2012 anhand Publikationen

Physella spp. - Fundorte aus Publikationen bis 2012



5.10.5 *Corbicula fluminea* (Weitgerippte Körbchenmuschel)

Innerhalb der Muscheln und Schnecken wurde in den letzten Jahren das invasive Potential der Neozoa auf dramatische Weise belegt. Das Einwandern der aus Asien stammenden Weitgerippten Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) wurde in Fachkreisen seit der Öffnung des Rhein-Main-Donaukanals erwartet (Tittizer et al. 1994). Nach dem Erstnachweis der Körbchenmuschel im Jahr 1997 in Deutschland wurde die Art 1999 an der österreichischen Donau gefunden, allerdings nur in Form eines Einzelexemplares bei Bad Deutsch-Altenburg (Fischer & Schultz 1999). In den folgenden Jahren wurde die Art entlang der gesamten österreichischen Donau nachgewiesen, ohne dass die sehr verstreuten Funde eine bestimmte Besiedlungsstrategie erkennen ließen (vgl. die chronologische Fundauflistung in Tabelle 15).

Abbildung 47: *Corbicula fluminea* (Foto: © Wolfram Graf).



Nachdem ab 2005 vereinzelt größere Dichten beobachtet wurden, erfolgte 2006 in den Hafenbecken bei Linz in Oberösterreich der Nachweis eines Massenvorkommen mit einer maximalen Dichte von 10.810 Individuen pro m², was einer Biomasse von 2,2 kg/m² gleichkommt. Eine solche Menge entspricht etwa dem 30-fachen der üblichen Benthosbiomasse in Donauhäfen. Auch Tittizer (1997) berichtet von vergleichbar hohen Individuendichten (7000 Ind./m²). Auch im österreichischen Rheineinzugsgebiet tritt die Art bereits auf: Bodensee: 2003 Rohrspitz (Werner & Mörtl 2004) und erreicht am Bodensee ungeheure Dichten über 30 Kilogramm Frischgewicht pro m² (Rey 2007).

Tabelle 15: Jahr der Erstnachweise von *Corbicula fluminea* entlang der österreichischen Donau

Stellen (in Fließrichtung)	Fundjahr	Bemerkung
Jochenstein	2001, 2002, 2003	
Linz	2006	Massenvorkommen
Enghagen	2004	
Wachau	2003	

Stellen (in Fließrichtung)	Fundjahr	Bemerkung
Altenwörth	2003	
Tuttendörfel	2003	
Floridsdorf	2004	
Rohrbrücke, Vienna	2004	
Wildungsmauer	2003, 2004	
Stopfenreuth	2005	hohe Dichte
Hundsheim	2004	
Bad Deutsch-Altenburg	1999	Erstnachweis in Österreich
Hainburg	2004	Seit 2003 auch im Bodensee

5.10.6 *Dreissena polymorpha* (Zebrauschel)

Im Gegensatz zur Körbchenmuschel ist die Zebrauschel (*Dreissena polymorpha*), auch als Dreikant- oder Wandermuschel bezeichnet, eine alte Bekannte, da sie bereits in mehreren Einwanderungsphasen österreichisches Gebiet erreichte. Große Aufmerksamkeit in der Bevölkerung rief die Wandermuschel in den 1970er-Jahren hervor, als die Uferzonen mancher Badeseen teilweise massenhaft von den scharfkantigen Muscheln besiedelt wurden. Vor allem Schnittverletzungen bei Badegästen sorgten damals für mediales Aufsehen. Mittlerweile hat sich die Wandermuschel großräumig in Österreich festgesetzt, wobei aber die ursprünglichen Populationsgrößen durch Fraßdruck der Wasservögel deutlich abgenommen haben.

Abbildung 48: *Dreissena polymorpha* (Foto: © Wolfram Graf).



Obwohl über die Art der Ausbreitung noch immer wissenschaftliche Diskussionen geführt werden (z. B. Verschleppung durch Wasservögel), kommt dem Transport durch Schiffe und Sportboote wohl die größte Bedeutung zu. Die mit der Miesmuschel (Gattung *Mytilus*) verwandte Wandermuschel heftet sich nämlich mit Klebfäden (dem Byssus) an Hartsubstraten, also auch Bootsrümpfen, an und übersteht bei geschlossenen Schalen auch einen längeren Transport über Wasser. Klee (1971) berichtet, dass es durch die rasche Vermehrung zu Bestandsdichten bis 30.000 Individuen pro m² kommen kann. Rey (2007) berichtet gar von maximalen Dichten von 60.000 Individuen pro m².

Innerhalb der aquatischen wirbellosen Neozoa zählt die Wandermuschel zu den wenigen Arten, die auch im Alpenraum (wenn auch meist in Randlagen) gefunden werden (z. B. Oberösterreichische, Salzburger und Kärntner Seen und deren Ausflüsse – eine aktive Verbeitung dieser nur zum Schweben befähigten Veligerlarven kann nur mit der Strömung erfolgen). Diese Seenfunde sind allerdings nicht in die Kartendarstellungen vorliegender Arbeit aufgenommen worden.

Patzner (2005) fasst die Schadwirkungen der Dreikantmuscheln und den Rückgang der heimischen Großmuscheln sehr anschaulich zusammen. *Dreissena* benötigt zur Besiedlung hartes Substrat. Die Schalen der Großmuscheln bieten ihnen eine gute Besiedlungsmöglichkeit; in vielen Seen Mitteleuropas ist jede Teich- und Malermuschel dicht mit *Dreissena* bewachsen. *Dreissena* Muscheln haben durch dichtes Aufwachsen einen direkten, zum Teil sehr starken negativen Einfluss auf die Großmuscheln. Aber auch indirekte Beziehung zwischen dem Auftreten von *Dreissena* und dem Rückgang der Unioniden wurden beobachtet.

Im Jahr 2008 erfolgte der Erstnachweis einer nahe verwandten Art, der Quagga-Muschel (*Dreissena bugensis*) in der Donau bei Linz. Es könnte durchaus sein, dass diese Art bei früheren Routine-Aufsammlungen nicht entdeckt wurde und als *D. polymorpha* Eingang in die Faunenlisten fand. Mittlerweile wiesen Reischütz et al. (2012) die Quagga Muschel auch in Niederösterreich und Wien nach.

5.10.7 *Chelicorophium curvispinum* (Schlickkrebs) und Schwesterarten

Innerhalb der neu eingewanderten Krebstiere ist der Schlickkrebs (*Chelicorophium curvispinum*) die heute in Europa am weitesten verbreitete Amphipodenart pontokaspischer Herkunft (Pöckl 2002). Anfang des 20. Jahrhunderts begann die Art – durch verschiedene Kanäle wandernd und von Schiffen verschleppt – ihre ursprüngliche Verbreitung auszuweiten und in Richtung Ost- und Nordsee vorzustoßen. In den 1990er-Jahren fielen die ersten Massenvorkommen des Schlickkrebse an der Donau (Waidbacher et al. 1991) und der March auf. Die sich sehr rasch entwickelnden, etwa 0,7 cm großen Schlickkrebse bauen ein dichtes Geflecht von Wohnröhren auf Hartsubstraten und verdrängen dadurch die heimische Fauna. Die Uferblöcke der March weisen beispielsweise bis zu 500.000 Schlickkrebse pro m² mit einer Biomasse von 0,6 kg/m² (Moog et al. 2005, Graf et al. 2011). Weitere Fundorte sind im Mündungsbereich folgender Donau-Zuflüsse Inn, Kleinen Mühl, Kamp, NÖ Krems, Melk (bis Zelking), Ysper sowie im Marchfeldkanal-Rußbach und im March-Thaya-System.

2007 konnte im Zuge des Joint Danube Survey 2 in der Donau weitere Schlickkrebs-Arten (*Chelicorophium robustum* und *C. sowinskyi*) für Österreich erstnachgewiesen werden. Bis heute treten im BOKU-Datensatz *C. robustum* und *C. sowinskyi* außer in der Donau nur im Mündungsbereich der Traun und im Traunmühlbach unterhalb Ebelsberg auf (Nachweise aus 2011 und 2012; unveröffentlichte Beweissicherungen, Moog et al. 2012, 2013).

Abbildung 49: *Chelicorophium curvispinum* (Foto: © Wolfram Graf).

5.10.8 *Crangonyx pseudogracilis* (Amerikanischer Flohkrebs)

Vorliegender Text über *Crangonyx pseudogracilis* wurde der Webseite ANEBO – Aquatische Neozoen im Bodensee: „www.neozoen-bodensee.de“ entnommen. *Crangonyx* lebt meist in Rand- oder Stillgewässern, selten auch in Fließgewässern. Wie andere Flohkrebse ernährt er sich vorwiegend von organischer Substanz, Falllaub, anderem pflanzlichen Detritus oder lebenden Pflanzen.

Ursprünglich stammt dieser Flohkrebs aus Nordamerika. Seit 1979 kommt *Crangonyx pseudogracilis* am europäischen Festland in den Niederlanden vor, von wo aus er sich weiter verbreitete. In den Bodensee gelangte er vermutlich als blinder Passagier an Sportbooten oder der Ausrüstung von Surfern, Tauchern und Anglern. Auch eine Verbreitung über Wasservögel ist denkbar. In Vorarlberg konnte die Art erstmals im November 2007 am Grünen Damm in Hard beobachtet werden. Auch aus der Dornbirner Ach liegen Nachweise vor. Bisher hatte das Auftreten des Amerikanischen Flohkrebse keine negativen ökologischen Folgen.

5.10.9 *Dikerogammarus villosus* (Großer Höckerflohkrebs)

Innerhalb der Flohkrebse findet gegenwärtig – neben einigen anderen gebietsfremden Flohkrebsarten – eine bemerkenswerte Besiedlung der Donau und bestimmter Nebenflüsse durch den pontokaspischen Großen Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) statt. Die Geschichte der Aufwärtswanderung vom Schwarzen Meer in der Donau bis Nagymaros (Ungarn) seit den 1950er-Jahren ist gut dokumentiert (Carausu et al. 1955). Aus Österreich lagen damals – trotz intensiver Untersuchungen – keine Fundnachweise vor. Erst 1989 wanderte dieser etwa 2 cm große Krebs in die österreichische Donau ein (Nesemann et al. 1995) und breitete sich sehr rasch aus.

Abbildung 50: *Dikerogammarus villosus* (Foto: © Wolfram Graf).

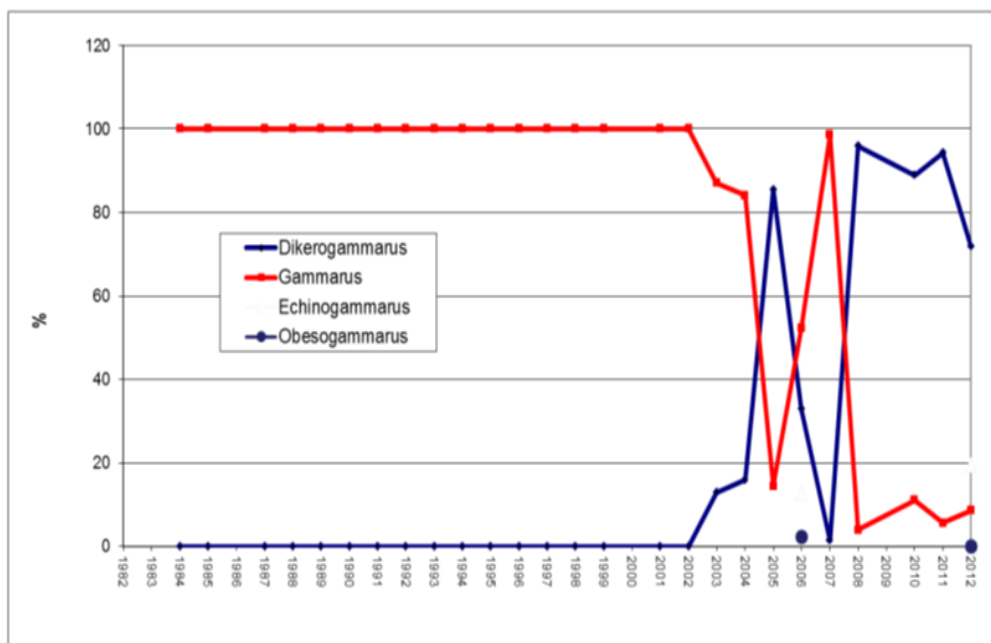
Die Ausbreitung über den gesamten österreichischen Donauabschnitt dauerte nur etwa zwei Jahre. In den folgenden zehn Jahren (1989-1998) beschränkten sich die Funde von Höckerflohkrebsen ausschließlich auf die Donau selbst. 1998 noch auf die Marchmündung konzentriert, erreichte die Art 1999 bereits Marchegg. Seit 2002 gibt es auch Nachweise in der Traun bis zum Traunsee in Oberösterreich und seit 2003 aus dem Marchfeldkanal inklusive Rußbach, der Krems in Mündungsbereich zur Donau und aus dem Bodensee. Aus dem BOKU-Datensatz ist auch ein Nachweis 2007 im Stempflbach, Obersiebenbrunn, anzuführen.

In der Traun hatte diese Einwanderung dramatische Folgen für den Bestand der bodenständigen Flohkrebse. Die beiden heimischen Arten, Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*) und Flussflohkrebs (*Gammarus roeseli*), die früher bestandsprägend in der Traun auftraten, wurden innerhalb kürzester Zeit von dem konkurrenzstarken Eindringling verdrängt (Abbildung 51). Gegenwärtig scheinen sich die heimischen Arten und die Neubürger um die Vorherrschaft zu konkurrieren, was sich allerdings auf die Quantität der Flohkrebsbestände sehr negativ auswirkt.

Während die heimischen Flohkrebse vornehmlich von Falllaub, Algen und organischen Partikeln leben, ernähren sich die vergleichsweise großen Höckerflohkrebs mit ihren kräftigen Mundwerkzeugen räuberisch und fressen mit Vorliebe ihre schwächeren bodenständigen Verwandten. Neben ihrer Größe sind die Höckerflohkrebs leicht an den dornartigen Ausbuchtungen am Hinterleib zu erkennen.

Warum manche Neozoa, die ansonst auf die Donau beschränkt bleiben, gerade in die Traun einwandern lässt sich nur erahnen. Die Traun ist ein Fluss der 6. Ordnung und entwässert einen Teil der österreichischen Kalkalpen. Salzlagerstätten und industrieller Salzabbau beeinflussen den Salzgehalt der Traun. Vielleicht bietet der vergleichsweise hohe Chloridgehalt der Traun einen Anreiz für manche ausbreitungswillige Neozoa, da es sich dabei ausschliesslich um aus dem Meer ins Süßwasser eingewanderte Arten handelt.

Abbildung 51: Verdrängung der autochthonen Amphipoden *Gammarus fossarum*, *G. pulex*, und *G. roeseli* durch *Dikerogammarus villosus* in der Traun



Die folgende Abbildung zeigt deutlich die – im Vergleich zu den übrigen österreichischen Flüssen – stark erhöhte Chloridkonzentration in der Traun. Während das Jahresmittel der Chloridkonzentration österreichischer Flüsse an 186 Untersuchungsstellen etwa 12 mg/l beträgt, weist der Unterlauf der Traun einen mittleren Chloridgehalt von über 52 mg/l. Die Werte entstammen dem österreichischen Gewässergütemeßnetz nach WGEV vom Jahr 2003, da zu diesem Zeitpunkt eine sehr dichte Meßserie an der Traun entnommen wurde.

Abbildung 52: Jahresmittelwerte der Chloridkonzentrationen an österreichischen Flüssen und dem Unterlauf der Traun aus dem Jahr 2003

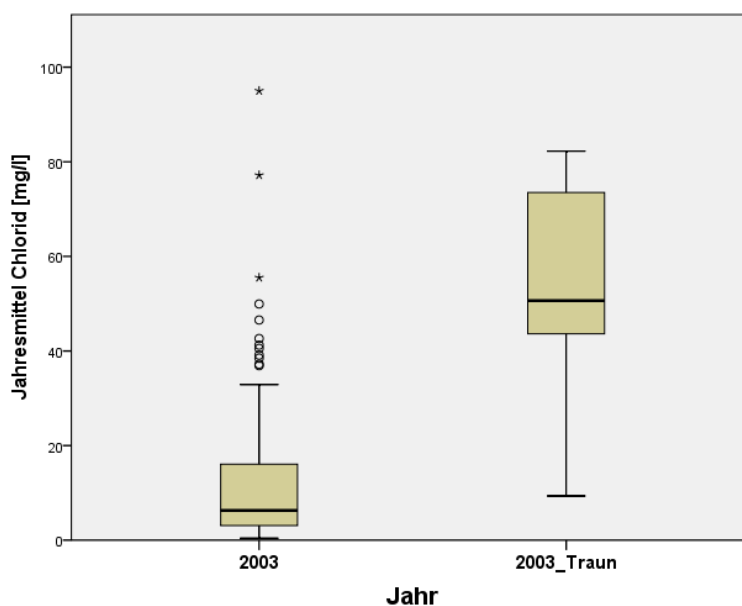


Tabelle 16: Angaben zu Chloridkonzentrationen an österreichischen Flüssen und dem Unterlauf der Traun aus dem Jahr 2003

Jahr		N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median	Standard-abweichung	Varianz
2003	Jahresmittel Chlorid [mg/l]	176	0,41	95,0	11,51	6,3	13,671	186,908
2003 Traun	Jahresmittel Chlorid [mg/l]	10	9,36	82,26	51,97	50,65	25,922	671,956

5.10.10 Übrige Gammaridae

5.10.10.1 *Dikerogammarus bispinosus*

Dikerogammarus bispinosus wird ausser 2006 im Mündungsbereich der Traun (etwa bis Ebelsberg) und 2007 im Inn vor der Donaumündung nur in der Donau nachgewiesen.

5.10.10.2 *Dikerogammarus haemobaphes*

Den Erstnachweis in Österreich erbrachten Augustin et al. (1987) als sie im Jahr 1986 bei einer Güteuntersuchung der Linzer Stadtgewässer diese Art in der Donau bei Linz und im Wambach (nahe Donaumündung) entdeckten. Da die Bestimmung nach Carausu et al. (1955) durchgeführt wurde ist der Nachweis plausibel. Gegenwärtig ist *D. haemobaphes* ein regelmäßig zu findender Donauneubürger, obwohl seine Häufigkeiten seit der massiven Ausbreitung von *Dikerogammarus villosus* zurückgegangen ist. Ausserhalb der Donau tritt *D. haemobaphes* in donaunahen Mündungsbereichen von Traisen (1997), Krems (1998) und Melk (2001) auf. Im Inn wurde er 4,2 km von der Donaumündung entfernt nachgewiesen. In der Traun dringt die Art im Jahr 2003 bis knapp zum Traunsee vor und wird, wenn auch nur vereinzelt, immer wieder im Traunfluss festgestellt.

In der March liegt aus dem Jahr 1995 ein Fund bei Marchegg vor. Beim Fund im Marchfeldkanal 2004 dürfte es sich um eine Einschwemmung mit dem Donauwasser handeln.

5.10.10.3 *Obesogammarus obesus*

Die ponto-kaspische Amphipodenart *Obesogammarus obesus* kommt in der unteren Donau natürlich vor (Dudich 1967). In den letzten Dekaden erweiterte *Obesogammarus* sein Einzugsgebiet gegen den Westen und etablierte Populationen in Ungarn, der Slowakei, Österreich und Deutschland (Nesemann et al. 1995, Weinzierl et al. 1996, Pöckl 2002). Seit 1997 ist *Obesogammarus obesus* regelmäßig entlang der gesamten österreichischen Donaustrecke in nennenswerten Abundanzen zu finden (über 800 Fundmeldungen im BOKU-Datensatz). Außerhalb der Donau wird die Art nur 2006 in der untersten Traun, nahe der Donaumündung, und 1997 in der Ysper, ebenfalls sehr nahe bei der Donau nachgewiesen.

5.10.10.4 *Echinogammarus ischnus*

Echinogammarus ischnus ist seit 1993 ein regelmäßig in nennenswerten Abundanzen anzutreffender Donaubewohner. Die BOKU-Datenbank enthält über 1200 Untersuchungsstellen wo diese Art gefunden



wurde. In die mündungsnahen Unterläufe der Traun (2006), der NÖ Krems (2003) und der Ysper (1997) drang *Echinogammarus ischnus* vereinzelt ein.

2011 und 2012 ist *Echinogammarus ischnus* in der Traun mittlerweile häufiger als der bisher dominante *Dikerogammarus villosus*. Diese Beobachtung wurde auch im Rhein bei Basel gemacht (http://www.hydra-institute.com/de/ifah/Gewaesseroekologie/Aquatische%20Neozoen_Hochrhein.php).

Von der March wird die Art 1999 bei Devin und 2009 bei Marchegg nachgewiesen. Interessant ist der Nachweis im Weitenbach, unterhalb der Kläranlage Pöggstall (1997).

5.10.10.5 *Echinogammarus trichiatus*

Echinogammarus trichiatus wird nur zweimal in der österreichischen Donau nachgewiesen: 1999 in Kramesau (Stauraum Aschach) und 2010 bei Wildungsmauer.

5.10.10.6 Schwebgarnelen

Entgegen einer weit verbreiteten Meinung kommen Garnelen nicht nur im Meer vor. Im Jahr 1973 wurde in den Augewässern der Donau unterhalb von Wien eine Schwebgarnele (*Limnomysis benedeni*) entdeckt (Weish & Türkay 1975). Zoologisch gesehen, sind diese etwa 1,5 cm großen Tiere freilich keine Garnelen sondern Ranzenkrebse (Peracarida). Die Ausbreitung von *Limnomysis benedeni* in der gesamten österreichischen Donau sowie über den Main-Donau-Kanal nach Deutschland, Holland und Frankreich erfolgte vergleichsweise rasch und ist gut belegt (Wittmann 1995, Reinhold & Tittizer 1998, Wittmann & Ariani 2000).

Im Jahr 2009 wurde *Limnomysis* im Bodensee nachgewiesen und zeigte bald darauf eine starke Ausbreitung, die sogar in vier Zuflüsse erfolgte. Der am weitesten vom Bodensee entfernt gelegene Fundort in der Dornbirner Ach befindet sich ca. 2,5 km landeinwärts. Allerdings scheint die Verbreitung in den Zuflüssen jedoch nur so weit zu gehen, wie der Einfluss des sommerlichen Bodenseehochwassers reicht. Die Situation von *Limnomysis* am Bodensee gibt folgender Auszug aus dem Folder „Neuankömmlinge am Bodensee“ der Gewässerschutzfachstellen der Kantone und Länder am Bodensee, Bregenz 2008, wieder:

„Die Ausbreitung von *Limnomysis* im Bodensee begann im Sommer 2006 an einem Vorarlberger Uferabschnitt bei Hard. Schon im November des gleichen Jahres kam die Art auf ca. 70 km Uferstrecke zwischen Lindau und Rorschach vor. Nur ein knappes Jahr später wurde die Garnele im gesamten Bodensee-Obersee gefunden und ist damit das Neozoon, das sich bisher am schnellsten im Bodensee ausgebreitet hat. Anders als in ihren bisherigen Verbreitungsgebieten bildet *Limnomysis* an manchen Stellen im Bodensee riesige Schwärme von mehreren Millionen Tieren. Die Schwebegarnelen sind schon jetzt ein neues, einflussreiches Glied der Nahrungskette im Bodensee. Auf der einen Seite verzehren sie Detritus (abgestorbenes Tier- und Pflanzenmaterial) sowie grosse Mengen Phytoplankton. Auf der anderen Seite werden sie selbst von Fischen gefressen.“

Mittlerweile wurden zwei weitere Schwebgarnelen, vermutlich mit Schiffen, in die österreichische Donau eingeschleppt: *Hemimysis anomala* im Jahr 1998 (Wittmann et al. 1999) und *Katamysis warpachowskyi* im Jahr 2001 (Wittmann 2002). Seit dem Erstnachweis von *Katamysis warpachowskyi* für Österreich (Donau bei km 1936) im Jahre 2001 hat sich die bekannte Verbreitungsgrenze 2007 stromaufwärts nach km 2112 (Hafen an der Mündung der Enns) und 2008 weiter nach km 2228 (Winterhafen Passau, Deutschland) verschoben (Wittmann 2002, 2007). Seit 2009 ist *Katamysis warpachowskyi* auch für den Bodensee belegt (Hanselmann 2010).

Über eine mögliche Gefährdung indigener Arten oder Auswirkungen auf die Biodiversität durch die Invasion von Mysiden in Binnengewässer liegen nach Wittmann (2002b) bisher noch keine Berichte vor; potenziell gefährdet wäre der Bodensee, da dort *Limnomysis* bereits in großen Bestandsdichten beobachtet wurde beziehungsweise – die für den Bodensee zu erwartende - *Hemimysis* als Konkurrentin für planktonfressende Fische angesehen wird (vgl. Neuankommlinge am Bodensee.-Gewässerschutzfachstellen der Kantone und Länder am Bodensee, Folder Bregenz 2008).

5.10.11 *Jaera istri* (Donauassel)

Die Donauassel *Jaera istri*, erst 1979 beschrieben, wurde früher mit den Brackwasserarten *J. sarsi* und *J. caspica* verwechselt (Nesemann et al. 1995).

Der Hauptschwerpunkt des Vorkommens in Österreich, dieser auf steinigem Substrat im Uferbereich großer Flüsse, auf Steinschüttungen bis Grobkies lebenden, rheophilen Art ist der Donaustrom. Neben der March, welche von der Donaumündung bis Marchegg besiedelt wird und der Traun, welche von der Mündung bis Pucking von *Jaera* besiedelt wird, sind die nicht-Donaufunde stets auf die Mündungsbereiche von Zubringern beschränkt: donaunahe Unterläufe von Diessenleithenbach (Steyregg), Kleine Mühl (bei Pegel Obermühl), niederösterreichische Krems bei Theiß und Erla bei Strenberg. Über das Donauwasser des Marchfeldkanals wurde auch der Rußbach mit *Jaera* dotiert.

5.10.12 *Atyaephyra desmaresti* (Europäische Süßwassergarnele)

Um eine Art näher auszuführen, die von „der anderen Richtung“ kommend in die österreichische Donau einwanderte, sei die Süßwassergarnele (*Atyaephyra desmaresti*) genannt. Mit der Öffnung des Rhein-Main-Donaukanals 1992 verbreitete sich diese Garnele, die ursprünglich aus dem Mittelmeer stammt und zunächst in die Nordsee verschleppt wurde, kontinuierlich stromabwärts. Obwohl die österreichischen Hydrobiologen mit dem Auftreten der Süßwassergarnele rechneten, war der Fund im Jahr 1998 doch etwas ungewöhnlich (Moog et al. 1999). Das erste und bisher einzige Exemplar wurde nämlich im Zuge einer Elektroabfischung der Donau bei Engelhartzell entdeckt. Durch die dichte Fund-Dokumentation dieser Art in Deutschland (Tittizer et al. 2002, Weinzierl et al. 1997) konnte man berechnen, dass sie auf ihrem Weg vom Rheinsystem in die österreichische Donau etwa 400 m pro Tag zurücklegte. Obwohl die Donau regelmäßig im Zuge diverser makrozoobenthischer Biomonitoring-Netzwerke untersucht wird, konnten seither keine weiteren Funde dokumentiert werden. Eine gezielte Suche mittels Elektroaggregaten wäre sicher interessant, ließe sich aber nur im Zuge von bewilligten Abfischungen durchführen.

An dieser Stelle soll auch darauf hingewiesen werden, dass die wirbellose Bodenfauna der Donau sich ungeheuer unter dem Fraßdruck der massenhaft auftretenden Meeresgrundeln verändert und auch dezimiert hat. Es wäre nicht verwunderlich, wenn ein derart attraktiver Fischfutterorganismus wie die Süßwassergarnele davon ganz besonders betroffen wäre.

Über eine mögliche Gefährdung indigener Arten oder Auswirkungen auf die Biodiversität durch die Invasion von Mysiden in Binnengewässern liegen nach Wittmann (2002b) bisher noch keine Berichte vor. Hauer berichtet 2009 von *Hemimysis* – Schwärmen im Traunsee, die seit 2007 von Fischern beobachtet wurden; am 24.08.2011 stellten Gumpinger et al. ein Massenaufreten dieser Art in der Traun bei Roitham fest. Potenziell gefährdet wäre der Bodensee, da dort *Limnomysis* bereits in großen Bestandsdichten beobachtet wurde beziehungsweise – die für den Bodensee zu erwartende - *Hemimysis* als Konkurrentin für



planktonfressende Fische angesehen wird (vgl. Neuankömmlinge am Bodensee.- Gewässerschutzfachstellen der Kantone und Länder am Bodensee, Folder Bregenz 2008).

5.10.13 Flusskrebse

Die Situation der Flusskrebse in Österreich ist vergleichsweise ausführlich dokumentiert (Albrecht 1983, Wintersteiger 1985, Neumann et al. 1995, Füreder, L. & Y. Machino 1995 1996, 1998, Eder & Hödl 1998; Pöckl 1998, Streissl et al. 1998, Füreder & Hanel 2000, Pekny & Pöckl 2000, Patzner 2001, Hutter et al. 2001, Petutschnig 2001, Füreder 2000, Füreder 2002, Petutschnig 2001, Patzner 2003, Eder 2005, Füreder 2008, Petutschnig 2009). Am Beispiel der Flusskrebse können eindrucksvoll die Schadfolgen von Neozoen für die heimische Fauna gezeigt werden.

5.10.13.1 *Pacifastacus leniusculus* (Signalkrebs)

Im Gegensatz zum aktiv eingewanderten Höckerflohkrebs wurde der nordamerikanische Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) bewusst um 1970 in Österreich ausgesetzt. Die Motive waren gleichermaßen idealistisch wie kommerziell: Man wollte den durch die Krebspest eingebrochenen Markt für Flusskrebse wiederbeleben. Bekanntlich ist die im Jahr 1860 von Nordamerika eingeschleppte, von einem Pilz verursachte Krankheit für europäische Flusskrebse höchst ansteckend und immer tödlich. Der Signalkrebs ist gegen die Krebspest immun, weil er die keimenden Pilzsporen einkapselt und somit unschädlich macht. Allerdings überträgt er die Krebspest. Da Signalkrebse zudem konkurrenzstärker als die heimischen Flusskrebse oder die noch viel kleineren Steinkrebse sind, werden die heimischen Scherenritter gleich zweifach bedroht.

Patzner (2003) schildert eindrucksvoll die Geschichte dieses unseligen Signalkrebsbesatzes in Österreich: Nach Österreich wurde der Signalkrebs erstmals (illegal) aus der Sierra Nevada durch Reinhard Spitzzy in den Jahren 1970/71 gebracht und unter anderem in Teiche in Hinterthal (Pinzgau) und in den Fuschlsee eingesetzt (Spitzzy 1971). 1972 wurden weitere 20.000 Signalkrebse aus Schweden nach Österreich gebracht und 3.000 Stück in den Zellersee eingesetzt. Für 1973 war ein Import von 100.000 Krebsen geplant (Spitzzy 1973).

Mittlerweile ist der Signalkrebs in allen Bundesländern nachgewiesen und tritt stellenweise massenhaft auf.

Der Signalkrebs ist ein Beispiel dafür, wie ein invasiver Neubürger heimische Arten innerhalb kurzer Zeit verdrängt. Zwei Untersuchungen in den Jahren 1996 und 2004 an denselben Gewässerabschnitten eines Amstettener Baches ergaben, dass die Signalkrebse in nur acht Jahren die Lebensräume der heimischen Steinkrebse besiedelten und diese sogar in den kleinsten Oberläufen völlig zurückdrängten (Gruber 2006).

5.10.13.2 *Orconectes limosus* (Kamberkrebs)

Auch der Kamberkrebs stammt ursprünglich aus Nordamerika und wurde 1890 über Norddeutschland in Europa angesiedelt. In Österreich wurde er erstmals 1969 in Salzburg ausgesetzt. Dieser – von der Fischereiszene inszenierte - Besatz in Österreich verwundert, da wegen ihrer geringen Größe die Kamberkrebse kaum Bedeutung als Speisekrebse haben. In gewissen Ländern, vor allem in Sumpfgebieten und in großen Flüssen zeigen Kamberkrebse invasives Verhalten. In Österreich ist der Kamberkrebs gegenwärtig in Wien, Niederösterreich, Steiermark, Kärnten und Salzburg (Petutschnig 2009). Im BOKU-Datensatz finden sich außer der Donau nur zwei Fundorte im Raum St. Pölten: 2001 im Hausenbach, Gemeinde Hausenbach und 2001 Perschling bei Wald.

5.10.13.3 *Procambarus clarkii* (Louisiana Sumpfkrebs, Roter amerikanischer Sumpfkrebs)

Der rote amerikanische Sumpfkrebs stammt ursprünglich aus dem Süden der USA und wurde in Europa erstmals 1973 in Spanien ausgesetzt. Obwohl der Louisiana Sumpfkrebs maximal 15 cm groß wird, zählt die Art zu den meistproduzierten Speisekrebsen der Welt (<http://www.wirbellose.de/arten.cgi?action=show&artNo=005>)

Mittlerweile ist der Krebs auch in Europa weit verbreitet. Ursprünglich ein Warmwasserkrebs, hat er sich an die klimatischen Verhältnisse in Europa (auch Nordeuropa) angepasst und erträgt tiefste Temperaturen. Strasser & Patzner (2005) berichten von *Procambarus* Sichtungen in der Stadt Salzburg die auf Freisetzungen durch Aquarianer zurückgeführt wurden. Diese Art konnte sich aber in Salzburg nicht etablieren.

2005 wurde *Procambarus clarkii* erstmals im Warmbach Villach nachgewiesen. Petutschnig et al. (2008) schreiben: „Beim Roten Amerikanischen Sumpfkrebs sind die Weibchen bereits nach einem Jahr geschlechtsreif und können bei geeigneten Lebensraumbedingungen mehrmals im Jahr bis zu 800 Eier legen. Dies ist mit ein Grund, dass er sich sehr stark im Warmbach ausbreitet und mittlerweile eine bereits stattliche Populationsstärke aufweist. Der Rote Amerikanische Sumpfkrebs stellt eine akute Gefährdung für die heimischen Flusskrebsarten dar. Er ist durch seine hohe Reproduktionsrate und seine aggressive Lebensweise den heimischen Flusskrebsarten überlegen. Weiters ist er ein gefährlicher Überträger der Krebspest.“

5.10.14 *Eriocheir sinensis* (Chinesische Wollhandkrabbe)

Die Chinesische Wollhandkrabbe wurde von Rabitsch & Schiemer (2003) in der Donau erstmals nachgewiesen. Im Juli 2004 wurde in einem der St. Peter Teiche in Salzburg eine Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) gefunden (Petz-Glechner & Scheck 2004). Strasser & Patzner (2005) vermuten, dass dieses Exemplar freigesetzt wurde. In einem, dem Bodensee nahen Teich in Vorarlberg wurde *Eriocheir* im Dezember 2005 entdeckt. Interessant sind auch die Funde mehrerer Exemplare von *Eriocheir sinensis* in Linz (Flötzerweg) von DI Thomas Friedrich (Universität für Bodenkultur) im November 2011, die – wie sich später herausstellte – von einem Firmenareal entkommen waren.

Die Chinesische Wollhandkrabbe hat kaum natürliche Feinde und steht in Nahrungskonkurrenz mit verschiedenen Fischarten. Deshalb kann sie eine Bedrohung für die europäische Fließgewässerfauna darstellen, wenn sie in Massen auftritt. Auch Uferbauten und Dämme können durch massenhaftes Graben von Hohlgängen in Mitleidenschaft gezogen werden (siehe <http://www.neobiota.at/neozoen>).



5.11 Neozoen im Bodensee

Das Thema Neobiota ist am Bodensee durch die Zusammenarbeit aller drei Anrainerstaaten sehr ausführlich bearbeitet. In Form einer kurzen Zusammenfassung wurde nachstehender Text über die Neozoen des Bodensees von der Webseite <http://www.neozoen-bodensee.de/neozoen> sowie Rey et al. (2004) entnommen.

Das erste, bewusst ausgesetzte Neozoon am Bodensee war die Italienische Sumpfdeckelschnecke (*Viviparus ater*), welche 1956 festgestellt wurde. Nach Auskunft von Mag. Peter Reischütz (Horn) wurde diese Schneckenart noch nicht im österreichischen Teil des Bodensees gefunden.

Das erste - höchst wahrscheinlich mit Booten eingeschleppte - invasorische Neozoon im Bodensee war Mitte der 1960er Jahre die Wandermuschel *Dreissena polymorpha*. Schon weniger als 10 Jahre nach ihrer Einschleppung hatte sie so hohe Populationsdichten erreicht, dass die – als schwebfähige Veligerlarven aktiv hingelangten – Jungtiere im Verlauf der Zeit Ausleitungs- und Wasseransaugrohre verstopften, deren Reinigung hohe Kosten verursachte. Außerdem wurde *D. polymorpha* – welche nach Rey (2007) Dichten von 60.000 Individuen pro Quadratmeter erreichen kann - für den Rückgang der Großmuscheln verantwortlich gemacht.

Die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* wurde 1972 erstmals im Bodensee nachgewiesen. Sie ist inzwischen seeweit verbreitet und war zumindest überall häufig. Sie erreicht stellenweise maximale Dichten von über 35.000 Ind./m². Aktuell scheint *Potamopyrgus* im See allerdings wieder lückiger verbreitet zu sein und auch in geringeren Dichten.

Im Jahr 2003 wurden im Flachwasserbereich des Bodensees der Große Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus* und die grobgerippte Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* gefunden. Mit dem Erscheinen dieser invasiven Arten bekommt das Thema „Neozoen im Bodensee“ wieder eine neue Dimension und rückt in den Vordergrund des Gewässer- und Artenschutzes. Zumindest der Große Höckerflohkrebs breitet sich derzeit rapide aus, verdrängt dabei andere Kleinlebewesen und nimmt im Nahrungsnetz nach Angaben einiger Autoren den Stellenwert von Fischen ein. Beide Arten zeigen lokal schon unglaublich hohe Besiedlungsdichten. Rey (2007) berichtet von einer Rekordbiomasse der Körbchenmuschel in Höhe von 30,8 kg pro m².

Weitere Fundstatistiken umfassen: Erstnachweis der Tigerplanarie *Dugesia tigrina* am Bodensee im Jahr 1993; Auftreten der Süßwasserqualle *Craspedacusta sowerbyi* ab 1999; Die Wollhandkrabbe *Eriocheir sinensis* wurde im Dezember 2005 in einem seenahen Teich in Vorarlberg festgestellt.

Der aufrechte Flohkrebs *Crangonyx pseudogracilis* wurde im Jahr 2007 von Hanselmann & Gergs (2008) erstmals nachgewiesen. Der neobiote Flohkrebs kommt noch immer nur zwischen Neuem Rhein und Bregenzer Ach vor. Seit dem Erstfund im Dezember 2007 fand bis Herbst 2009 keine wesentliche Arealerweiterung statt. *C. pseudogracilis* steigt auch in kleine, schwach strömende Zuflüsse wie Dornbirner Ach, und Lustenauer Binnenkanal ein. Seit Winter 2010 gelang in diesen Zuflüssen jedoch kein Nachweis mehr.

Das kleine Posthörnchen *Gyraulax parvus* wird seit 2009 vom Bodensee gemeldet.

Schon seit Längerem wird auch eine weitere Ausbreitung von Kamberkrebs und Signalkrebs im Bodensee befürchtet. Beide Arten leben räuberisch und können die Krebspest verbreiten. Über die Auswirkungen anderer Neozoen im Bodensee ist dagegen wenig bekannt.

5.12 Gesamtentwicklung der Neozoa

Wertet man die in Abbildung 53 und Abbildung 54 gezeigten Fundpunkte für den gesamten Beobachtungszeitraum aus, ergibt sich ein interessantes Ergebnis. Dem Verlauf einer Summenkurve entsprechend nehmen die Neunachweise von aquatischen wirbellosen Neozoen in Österreich kontinuierlich zu. Ab den 1970ern werden die Funde dichter, aber auch die Neufunde steigen merklich an. Im Verlauf der 90er-Jahre ist sogar eine noch steilere Zunahme erkennbar. In den letzten Beobachtungsjahren scheint sich der Kurvenverlauf etwas abzuflachen. Falls dem aufmerksamen Betrachter auffällt, dass die dargestellte Gesamtzahl der Nachweise nicht mit Tabelle 4 übereinstimmt, so ist dies eine Folge der Tatsache, dass nicht für jedes Neozoon der Zeitpunkt des Erstfundes bestimmt werden konnte.

Der Zuwachs an Neozoa wurde zweifach dargestellt: die Summenkurve aller Nachweise (Abbildung 53) und die Summenkurve exclusive der neueingebürgerten Parasiten (Abbildung 54). Auf diese Weise sollte ein möglicherweise von menschlichen Fischbesatzaktivitäten unabhängiges Verteilungsmuster erkennbar werden.

Abbildung 53: Neozoa - Neunachweise (inkl. Parasiten) von 1985 bis 2012

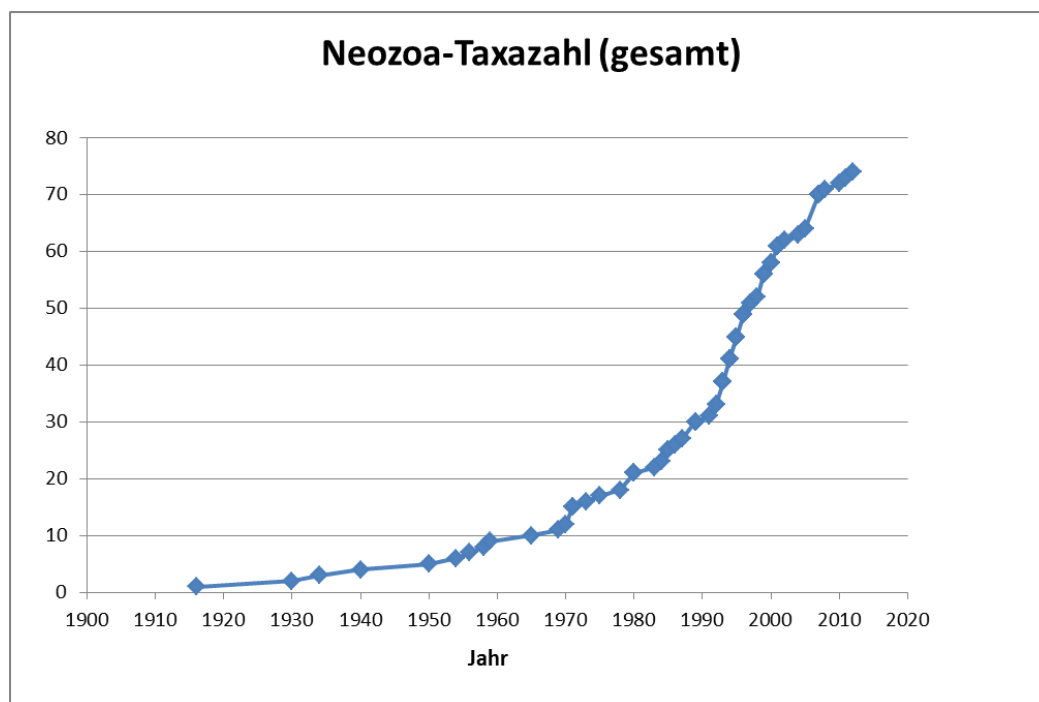
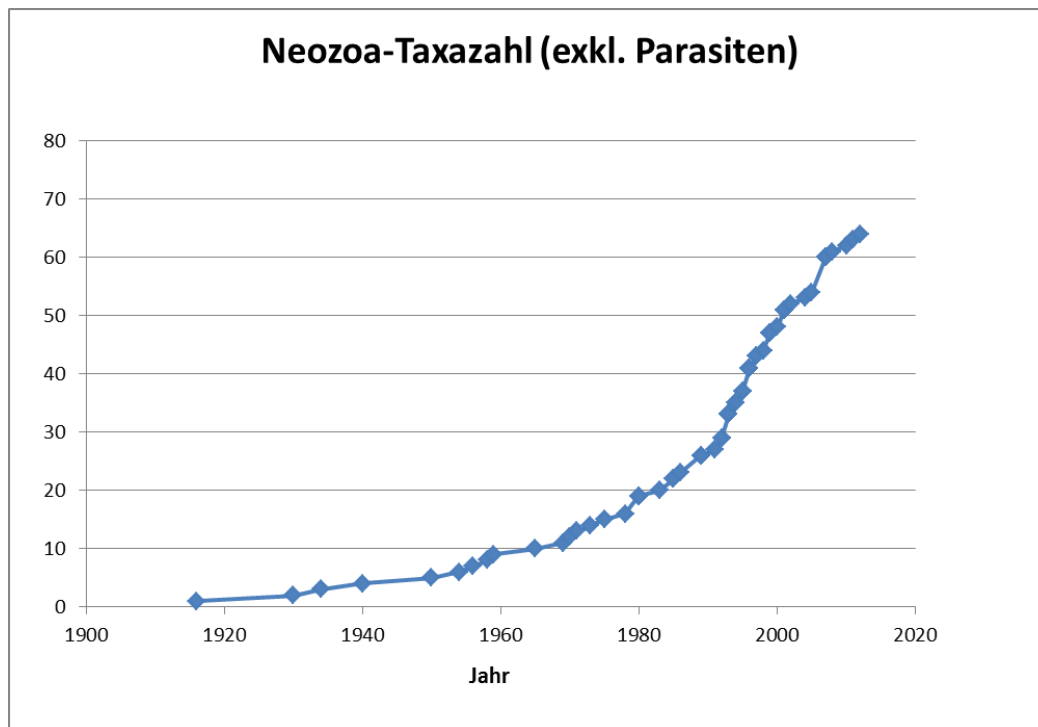


Abbildung 54: Neozoa - Neunachweise bis 2012 (exklusive Parasiten)



5.13 Aquatische Neozoa und Klima

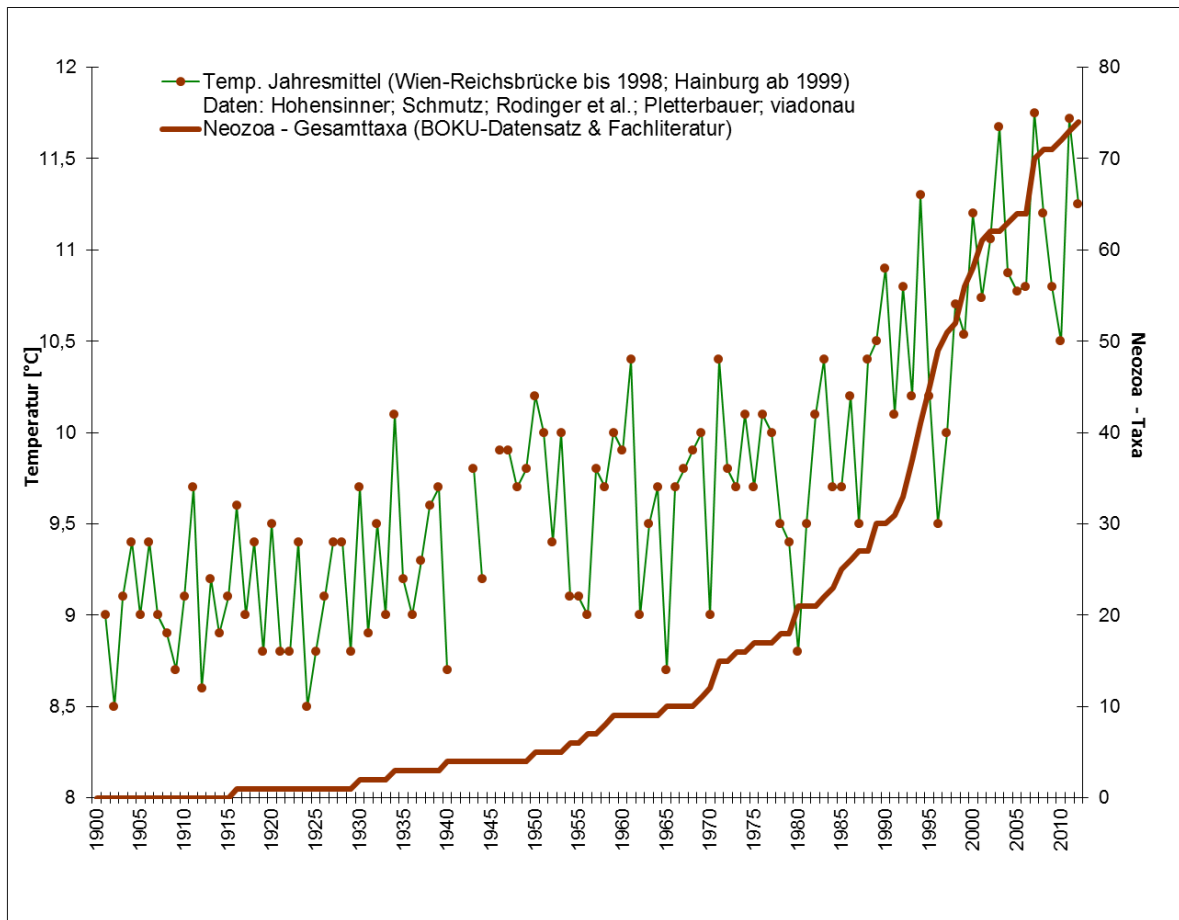
Bislang stammen Neozoen, die sich in unseren Breiten im Freien fortpflanzen können, überwiegend aus Regionen mit ähnlichen klimatischen Bedingungen (z. B. Osteuropa, Nordamerika). Die Hypothese ist: wenn als Folge des globalen Klimawandels die Temperaturen in den nächsten Jahrzehnten ansteigen, könnte sich das ändern. Dann werden sich auch Tiere aus wärmeren Regionen in Österreich fortpflanzen können.

Ein erster Hinweis in diese Richtung ist das Auftreten der wärmeliebenden Süßwasserqualle *Craspedacusta sowerbyi*. 1999 erstmals im Bodensee gesichtet, schwammen im extrem heißen Sommer 2003 über mehrere Wochen Quallen-Schwärme im östlichen Bodensee.

Vergleicht man die Ausbreitung der Neozoa in Österreich mit der Entwicklung der Wassertemperaturen, so wird bereits ohne statistische Auswertungen ein Zusammenhang offensichtlich. Als Beispiel der langfristigen Temperaturentwicklung sei die Donau herangezogen. Die langjährige Messreihe (Abbildung 55) zeigt einen kontinuierlichen Anstieg der Jahresmitteltemperatur.

Besonders auffällig ist aber, dass dieser Anstieg gegen 1970 merklich steiler wird und gegen Ende des 1980er-Dezenniums deutlich zunimmt. Gerade in diese Zeit fallen die Erstnachweise vieler Neozoa bzw. deren rasche Ausbreitung und teilweise Massenentwicklung. Obwohl diese Beziehung nur ein Indiz darstellt, lässt sich eine Förderung der Expansion der aquatischen Neozoa durch den Klimawandel vermuten.

Abbildung 55: Entwicklung der Wassertemperatur der Donau (Reichsbrücke, seit 1999 Hainburg) und Taxa-Anzahl der MZB-Neozoa

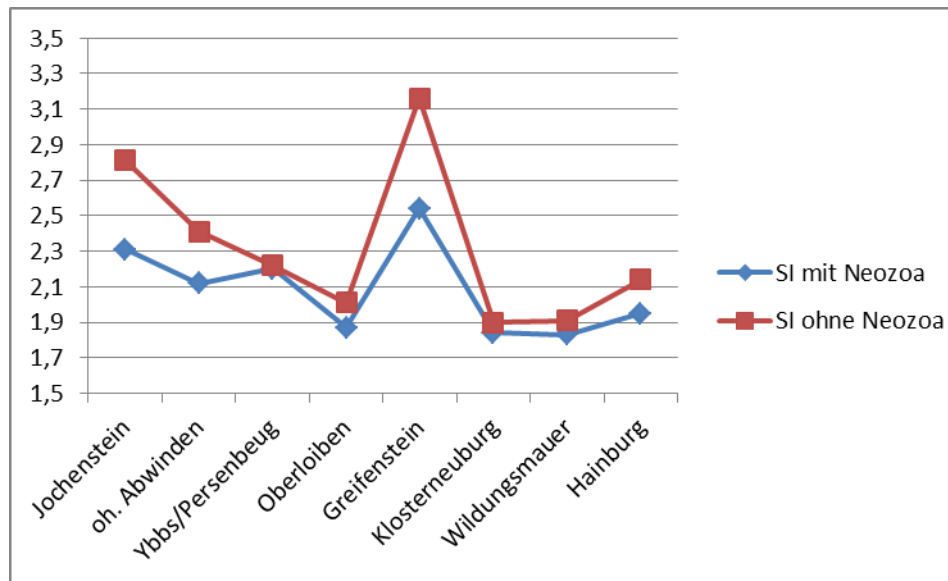


5.14 Wie wirken sich die Neozoa auf die Bewertung der Gewässergüte und des ökologischen Zustandes aus?

Der Einfluss von Neozoa wird am Beispiel der Bewertung des saprobiellen Zustandes von Fließgewässern ersichtlich. Anhand typischer Untersuchungsstellen im Längsverlauf der österreichischen Donau (Abbildung 56) zeigt sich, dass der Saprobienindex (SI) nach Berechnung mit und ohne Neozoa stark divergieren kann. Grund dafür sind die relativ einheitlichen und eher „guten“ Einstufungen der Neozootaxa. Beispielsweise rangiert der Einzelindex für die in der Donau abundanten Amphipoden der Gattungen *Echinogammarus*, *Obesogammarus*, *Dikerogammarus* und *Chelicorophium* zwischen 1,8 und 2,1., wohingegen die heimische Fauna, je nach Belastung der einzelnen Untersuchungsstellen, Indices zwischen 1,8 und 3,5 aufzeigt.

Aufgrund dieser vergleichsweise niedrigen SI-Werte der Neozoa-Fauna wird der Saprobienindex bei der Gesamtberechnung je Probenstelle besser als bei Berechnung mit ausschließlich indigenen Donau-Taxa, die aufgrund ihrer breiteren Indikationsfähigkeit, eine stärkere saprobielle Belastung widerspiegeln. Bei Umlegung der Indices in saprobielle Zustandsklassen können sich somit Unterschiede von ein bis zwei Klassen ergeben.

Abbildung 56: Saprobienindex an ausgewählten Stellen entlang der Donau (Daten des „Joint Danube Survey 2“); Berechnung mit (blau) und ohne (rot) Neozoa



Anhand des Beispiels in Donau (Abbildung 56) wird durch die Neozoa an jeder Untersuchungsstelle eine Verbesserung des Index erreicht. Eine Verschiebung des SI durch Neozoa kann aber auch in einer Verschlechterung resultieren, falls die Einstufung der indigenen Fauna einen besseren Zustand indiziert. Dieses Phänomen wurde in einigen großen Flüssen Deutschlands dokumentiert (Korte & Sommerhäuser 2011). Daher kann bei dominantem Auftreten von Neozoen die Belastung des Gewässers durch den Saprobienindex nicht eindeutig widerspiegelt werden (Rolaufts et al. 2003).

Bei der Anwendung von multimetrischen Indizes, welche auch Diversitätsindizes in ihrem Indexinventar verwenden, könnten massenhaft auftretende Neozoa zu einer Verschlechterung führen, da sie die Diversitätsmaße standortuntypisch niedrig halten. Ebenso könnte ein Unterdrücken der indigenen Fauna durch eine individuenreiche Neozoengemeinschaft zu einer unnatürlich geringen Biodiversität führen, welche sich wiederum schlecht auf das Bewertungsergebnis des ökologischen Zustand auswirkt, da die meisten Bewertungsmethoden auf einer Beurteilung der Artenvielfalt beruhen. Auch Jähniq et al. (2010) nehmen an, dass eine künftige Zunahme der Abundanzen wärmeliebender Neozoa in der Regel eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes in einem Gewässerabschnitt bewirkt. Bei all diesen Überlegungen bleibt die Frage offen, ob nicht durch die Neueinwanderer eine tatsächliche, objektivierbare Verschlechterung eintritt. Eine Verschlechterung, die sich etwa in einer Veränderung der ökologischen Dienstleistungen (z. B. Selbstreinigungskraft des Gewässers) niederschlägt. Unabhängig von diesen Möglichkeiten bleibt allerdings die Tatsache unbestritten, dass durch den Einfluss der Neozoa die durch menschliche Aktivitäten hervorgerufenen Auswirkungen auf das Ergebnis der Gütebewertung maskiert werden.

6 Neopisces

6.1 Welche gebietsfremden Arten gibt es in Österreich?

Mikschi beschreibt in Essl & Rabitsch (2002) insgesamt 27 allochthone Fischarten, die im letzten Jahrhundert in Österreich nachgewiesen werden konnten. Insgesamt 30 Arten in Österreich finden sich in der von Nehring, Essl, Klingenstein, Nowack, Rabitsch, Stöhr, Wiesner & Wolter (2010) publizierten „Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich“ wieder.

In der Zusammenschau der gängigen Fachliteratur und den Befischungsdaten aus der Fischdatenbank Austria (Sasano et al. 2009) wurden für Österreich 40 gebietsfremde Fischarten festgestellt. Von diesen 40 Arten konnten 15 Arten im Rahmen der Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung nachgewiesen werden und sollen hier genauer beschrieben werden.

Tabelle -17: Gesamttaxaliste erstellt aus einer Zusammenschau der gängigen Fachliteratur und den Befischungsdaten aus der Fischdatenbank Austria

Familie/Art	in GZÜV- Beprobungen nachgewiesen	Nehring et al. (2010)	Essl & Rabitsch (2002)
Anguillidae			
<i>Anguilla anguilla</i> (Aal)	x		
Acipenseridae (Störe)			
<i>Acipenser baerii</i> (Sibirischer Stör)		x	
Centrarchidae (Sonnenbarsche)			
<i>Lepomis gibbosus</i> (Sonnenbarsch)	x	x	x
<i>Micropterus dolomieu</i> (Schwarzbarsch)		x	x
<i>Micropterus salmoides</i> (Forellenbarsch)	x	x	x
Cichlidae (Buntbarsche)			
<i>Hemichromis bimaculatus</i> (Roter Cichlide)			x
<i>Hemichromis fasciatus</i> (Fünffleckbarsch)			x
<i>Hemichromis letourneauxi</i> (Juwelen-Buntbarsch)		x	
Coregonidae (Renken)			
<i>Coregonus maraenoides</i> (Peipus-Maräne)		x	
<i>Coregonus peled</i> (Peledmaräne)		x	
Cobitidae (Steinbeißer)			
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Ostasiatischer Schlammpeitzger)		x	
Cyprinidae (Karpfenfische)			
<i>Barbus plebejus</i> (Tigerbarbe)			x
<i>Carassius auratus</i> (Goldfisch)	x	x	x

Familie/Art	in GZÜV- Beprobungen nachgewiesen	Nehring et al. (2010)	Essl & Rabitsch (2002)
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Amurkarpfen)	x		x
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Silberkarpfen)	x	x	x
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Marmorkarpfen)		x	x
<i>Mylopharyngodon piceus</i> (Schwarzer Amur)		x	x
<i>Pseudorasbora parva</i> (Blaubandbärbling)	x	x	x
Gasterosteidae (Stichlinge)			
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Dreistachliger Stichling)	x		x
<i>Culaea inconstans</i> (Fünfstacheliger Stichling)		x	
<i>Pungitius pungitius</i> (Neunstacheliger Stichling)			x
Gobiidae (Grundeln)			
<i>Knipowitschia caucasica</i>			
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Flussgrundel)		x	
<i>Neogobius gymnotrachelus</i> (Nackthals-Grundel)	x	x	x
<i>Neogobius kessleri</i> (Kessler-Grundel)	x	x	x
<i>Neogobius melanostomus</i> (Schwarzmund-Grundel)	x	x	x
Ictaluridae (Zwergwelse)			
<i>Ameiurus melas</i> (Schwarzer Zwergwels)	x	x	x
<i>Ameiurus nebulosus</i> (Zwergwels)		x	x
<i>Ictalurus punctatus</i> (Getüpfelter Gabelwels)			
Odontobutidae (Zahn-Schläfergrundeln)			
<i>Perccottus glenii</i> (Amurgrundel)		x	
Poeciliidae (Zahnkärpflinge)			
<i>Gambusia holbrooki</i> (östlicher Moskitofisch)		x	
<i>Poecilia reticulatus</i> (Guppy)		x	x
<i>Xiphophorus maculatus</i> (Platy)			x
<i>Xiphophorus hellerii</i> (Schwertträger)			x
Polyodontidae (Löffelstöre)			
<i>Polydon spathula</i> (Löffelstör)		x	x
Salmonidae (Lachsfische)			
<i>Oncorhynchus kisutch</i> (Silberlachs)		x	x
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Regenbogenforelle)	x	x	x
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Bachsaibling)	x	x	x
<i>Salvelinus namaycush</i> (Amerikanischer Seesaibling)	x	x	x
Umbridae (Hundsfische)			
<i>Umbra pygmaea</i> (Amerikanischer Zwerghundsfisch)		x	

6.2 Woher kommen die gebietsfremden Arten?

In der Vergangenheit beruhten die meisten Einbürgerungen auf fischereilichen Nutzungen der Gewässer bzw. auf Managementmaßnahmen. Aber auch unbeabsichtigt eingeschleppte Arten konnten in den letzten Jahrzehnten vermehrt nachgewiesen werden (z.B. Gobiidae).

Als aktive Haupt-Einwanderungswege aquatischer Neozoa fungieren in der heutigen Zeit in Österreich die Donau und der Rhein. Künstliche Wasserwege, wie etwa der 1992 in Betrieb genommene Rhein-Main-Donaukanal stellen ebenfalls wichtige Einwanderungspfade dar. Vor allem die Schifffahrt, verbunden mit den europaweit intensiv vernetzten Kanalsystemen, ist als wichtigste Quelle der Einwanderung und Einschleppung fremder Arten anzusehen.“

6.3 Welche Arten sind als invasiv oder potentiell invasiv einzustufen?

Bei den Fischen in Fließgewässern stellt sich die Zuordnung der Arten zu den in der Literatur gängigen Definitionen „invasiv“ bzw. „potentiell invasiv“ schwieriger dar. So hat zum Beispiel der Aal (*Anguilla anguilla*) laut Studien einen Verdrängungseffekt von Kleinfischarten (zumindest in Seen), ihn als akut invasiv einzustufen ist dennoch problematisch, da er sich als nicht-indigene Art im Donaueinzugsgebiet nicht natürlich vermehrt und der Besatz dieser Fischart mittlerweile untersagt ist. Trotzdem können nach wie vor regelmäßig Aale bei Befischungen in der Donau und in Seen nachgewiesen werden.

Bei der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) ist bekannt, dass sie in direkter Konkurrenz zur Äsche und höchstwahrscheinlich zur Bachforelle steht und zu einer Bestandsreduktion oder vollständigen Verdrängung dieser indigenen Arten führen kann. Allerdings kann es regionsspezifische Unterschiede bzgl. der Reproduktion geben (z.B. erfolgt in der Böhmischen Masse eine Reproduktion nur in untergeordneter Weise), ähnliches gilt auch für den Bachsaibling.

Aufgrund dieser Definitionsproblematik wird darauf hingewiesen, dass eine Einteilung in diese Klassen „akut invasiv“, „potentiell invasiv“ und „potentiell invasiv bei fortschreitendem Klimawandel“ aus fischökologischer Sicht schwierig scheint. Trotzdem soll zumindest der Versuch angestellt werden, jedoch mit der Anmerkung, dass oft starke regionale Unterschiede vorliegen können ob eine Art als „akut invasiv“ oder „potentiell invasiv“ eingeteilt wird.

In Seen ist die Definitionsproblematik sehr ähnlich. Beim Aal gilt selbiges wie in den Fließgewässern. Der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) tritt lokal in größerer Stückzahl auf, eine Verdrängung von anderen Fischarten kann in einzelnen Gewässerbereichen erfolgen. Der Forellenbarsch (*Micropterus salmoides*) zeigte im Wörthersee in der Vergangenheit ein stärkeres Auftreten als gegenwärtig. Kreuzungen von Saiblingen in Seen kommen ebenfalls vor (Gassner, pers. Mitt.), deren eventuelle Bestandsentwicklung ist zu beobachten, bevor Risikoeinschätzungen durchgeführt werden können.

Potentiell invasiv sind nach Experteneinschätzung und aktuellen Verbreitungsdaten basierend auf Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung der Dreistachelige Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), die Nackthals-Grundel (*Neogobius gymnotrachelus*, derzeit Vorkommen nur in östlicher Donau) sowie die Grundelart *Knipowitschia caucasica*, welche von Halasi-Kovács et al. (2011) im süd-östlichen Donaueinzugsgebiet nachgewiesen wurde. Sie machen damit auf eine weitere Grundelart aufmerksam, welche sich durch menschliches Zutun (z.B. Schifffahrt) in der Donau flussauf bis nach Österreich ausbreiten

könnte. Weitere Arten wie z.B. *Neogobius fluviatilis* (Nehring et al. 2010), die jedoch nicht in GZÜV-Befischungen nachgewiesen sind, könnten zukünftig invasiven Charakter in österreichischen Gewässern erlangen. *Neogobius fluviatilis* wird daher ebenfalls als potentiell invasiv eingestuft.

Die als akut bzw. potentiell invasiv eingestuften gebietsfremden Fischarten sind in nachfolgender Tabelle zu finden.

Tabelle 18: Invasive und potentiell invasive gebietsfremde Fischarten in Österreich

invasive Arten	potentiell invasive Arten
<i>Neogobius kessleri</i> **	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
<i>Neogobius melanostomus</i> **	<i>Neogobius gymnotrachelus</i> **
<i>Oncorhynchus mykiss</i> *	<i>Knipowitschia caucasica</i> **
<i>Pseudorasbora parva</i>	<i>Neogobius fluviatilis</i> **
<i>Salvelinus fontinalis</i> *	
<i>Lepomis gibbosus</i> ***	

* (Fischbio-) Regionsspezifisch

** vor allem Donau

***Seen/Fließgewässer

6.4 Wie wirken sich die gebietsfremden Arten auf die Bewertung des ökologischen Zustands aus?

Regenbogenforelle und Bachsaibling sind bei der ökologischen Zustandsbewertung in epi- und metarhithralen Gewässerabschnitten von deren Biomasse wie auch Fischregionsindex im Fisch Index Austria positiv berücksichtigt. Dies rührt daher, dass Fische als Indikatororganismen in erster Linie für hydromorphologische Gegebenheiten herangezogen werden. Diese beiden invasiven Arten werden wie die indigene Bachforelle aufgrund ähnlicher Habitatansprüche für hydromorphologische Verhältnisse eingestuft. Alle anderen Fisch-Neobiota finden in der fischökologischen Bewertung unmittelbar keine Berücksichtigung.

Bei den invasiven Grundeln in der Donau ist die Vermutung der Beeinträchtigung der indigenen Arten durch invasive Arten z.B. im Blockwurf naheliegend, jedoch ist der Blockwurf per se bereits für indigene Arten kein natürliches Habitat. Großräumige Blockwurfufer stellen somit bereits ohne invasive Arten eine starke Belastung für die indigene Fischfauna dar, die sich in der Bewertung widerspiegelt. Der Grad der Beeinflussung der ökologischen Zustandsbewertung ist derzeit nicht in konkrete Zahlen zu fassen (siehe weiterführende Beobachtungen). Untersuchungen zum interaktiven Verhalten von invasiven zu indigenen Arten oder der Bezug von invasiven Arten zu deren Habitat sind größtenteils ausständig.

Eine Risikoanalyse hinsichtlich der Neopisces erscheint auf Basis von Befischungsdaten im Rahmen der GZÜV am sinnvollsten (standardisierte Methode). Karten, die das Vorkommen darstellen, können dabei für eine Risikoabschätzung dienen. Vor allem bei großer Häufigkeit invasiver Arten (eingeschränkt bei Aal, Salmoniden) sollte eine Beeinflussung der Zustandsbewertung und damit des berechneten Zustandes überprüft werden. Grundsätzlich könnten für die invasiven Grundeln die Donau betreffend habitatsspezifische (z.B. Blockwurf) Differentialanalysen zwischen Aufnahmen mit und ohne invasiven Grundeln durchgeführt werden. Ein virtuelles „Blockwurfleitbild“ (oder bei jenen Habitaten, die die invasiven Arten bevorzugen) ohne invasive Arten wird als Grundlage für eine FIA-Bewertung herangezogen und dem Bewertungsergebnis an Stellen mit invasiven Arten gegenübergestellt. Hierbei sind klarerweise abiotische Rahmenbedingungen zu beachten. Selbiges kann bei anderen invasiven Arten erfolgen.

6.5 Besprechung ausgewählter gebietsfremder Fischarten

Auf den folgenden Seiten werden neben einer Beschreibung der Fisch-Neozoa und einer Einschätzung über ihre Auswirkungen auf die heimische Fischfauna auch Karten dargestellt, welche die Nachweisorte von fremden Fischarten in Österreich in den letzten Jahren (2006 bis heute) aufzeigen. Dabei wurde auf den großen Pool der Befischungsdaten aus der Fischdatenbank Austria (Sasano et al. 2009) zurückgegriffen, in welcher die Fangergebnisse der Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (BMLFUW 2006) gespeichert werden. Die Karten stellen somit zwar keine gesamtheitliche Verbreitung dar (weil die Beprobungsstellen nach Belastungen gewählt werden), geben aber zumindest einige Hinweise auf Vorkommen und Abundanz der hier behandelten, bei Befischungen nachgewiesenen allochthonen Fischarten.

6.5.1 Flussaale – Anguillidae

6.5.1.1 *Anguilla anguilla* (Aal)

Der Aal stellt einen Sonderfall unter den Neobiota dar, da er als sogenannter „regionaler Neobiot“ geführt wird (Essl & Rabitsch 2002). Er kommt in bestimmten Teilen des österreichischen Bundesgebietes natürlich (autochthon) vor, ist aber in Lebensräumen außerhalb seines natürlichen Verbreitungsgebietes selbstverständlich als „nicht-bodenständige“ Art (allochthon) anzusprechen (also außerhalb des Rhein- & Elbe-Einzugsgebiets).

Tabelle 19: Angaben zur Einstufung des Aals in Österreich

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser, Brackwasser, Marin
	Status	Unbeständig
	Ursprüngliches Areal	Europa (Zubringerflüsse zum Atlantik, Mittelmeer, Ost- und Nordsee)
	Einführungsweise	Absichtlich
	Einfuhrvektoren	Fischerei
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	ja
	Prädation und Herbivorie	ja
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	begründete Annahme
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	Gering
	Ausbreitungspotenzial	Gering
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	Zurückgehend
	Monopolisierung von Ressourcen	Nein
	Förderung durch Klimawandel	Nein

Für die Ausbreitung des Aales bot die jahrzehntelang bestehende Besatzpraxis ideale Voraussetzungen. Als eine Art, die nicht in der Lage wäre, in heimischen Gewässern zu reproduzieren, ist der Aal bis heute präsent, da er im gesamten Donaeinzugsbereich zwar nicht-heimisch ist (Herzig & Herzig-Straschil 2001), aber österreichweit besetzt worden war. Historische Aufzeichnungen belegten, dass zwischen 1954 und 1987 insgesamt 11,9 Millionen Glasaale nach Österreich importiert wurden. Ab 1987 stoppte der Import von

Glasaalen. Nahezu die Hälfte (48 %) der eingeführten Glassaale wurde in natürliche Alpen- oder Alpenvorlandseen eingesetzt (Essl et al. 2012).

Abbildung 57: *Anguilla anguilla* (Foto: © Wolfgang Hauer).



Der Lebenszyklus des Aales erfolgt über eine Süßwasser- sowie Meerwasserphase. Nach der Fressphase (Gelbaal) im Süßwasser wandern die Aale (Blankaal) in Richtung ihrer Laichplätze, die im Westatlantik, der sogenannten Sargassosee, liegen. Der Aal ist demnach ein katadromer Wanderfisch. Nachdem sie sich dort gepaart haben, sterben die Laichfische. Die „jungen“ Aale entwickeln sich zu sogenannten Weidenblattlarven, die mit dem Golfstrom in Richtung europäische Küsten verdriftet werden. Nach einer weiteren „Verwandlung“ zum Glasaal wandern sie aktiv flussaufwärts in die großen Flüsse wie z.B. die Elbe. Aale sind nachtaktive Fische, die sich fast ausschließlich am Grund aufhalten. Sie kommen sowohl in Flüssen als auch in stehenden Gewässern vor.

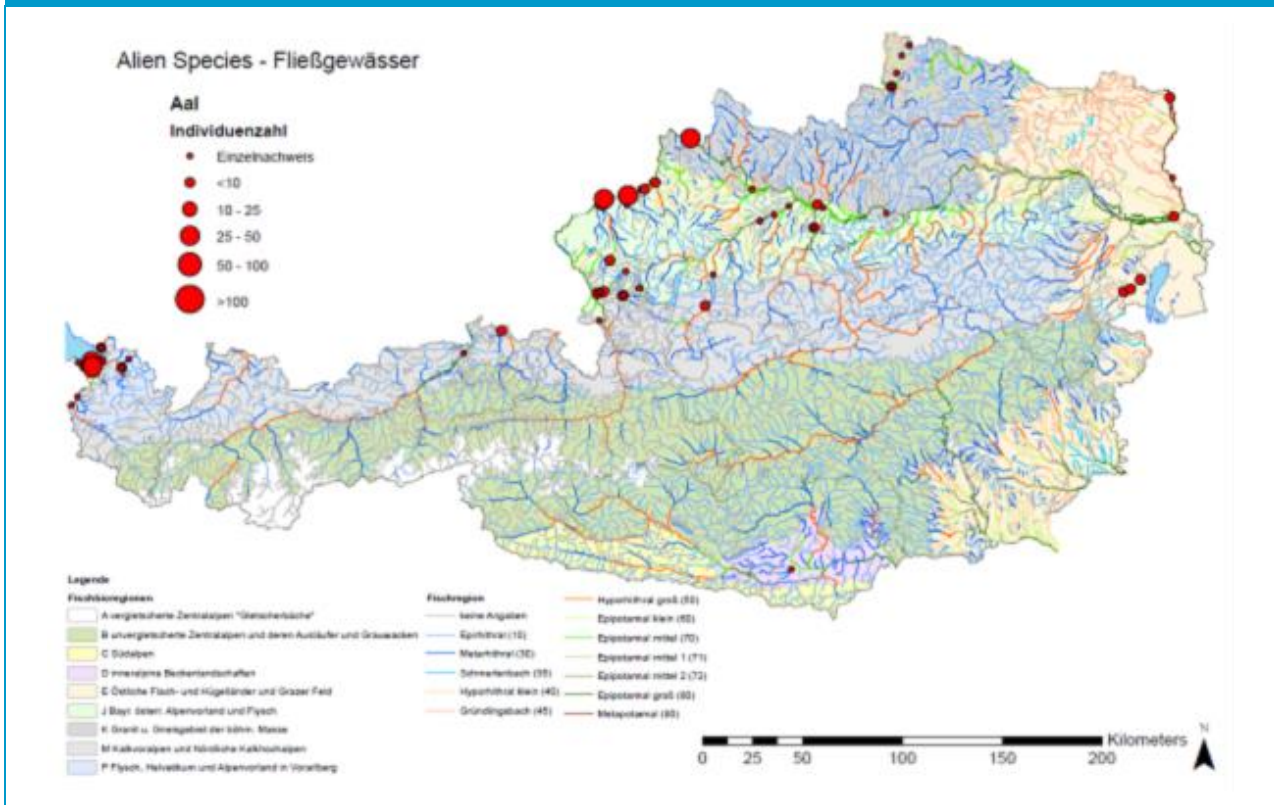
Aale ernähren sich meist von tierischer Nahrung, dabei entwickeln sich oft zwei „Formen“, die nach der Art ihrer Nahrung unterschieden werden. Der Spitzkopfaal frisst in der Hauptsache benthische Kleinlebewesen wie Bachflohkrebse, Wasserasseln, Insektenlarven, Schnecken, Würmer, Fischlaich und Ähnliches. Der sog. Breitkopfaal ernährt sich hingegen räuberisch von kleinen Fischen, wobei nicht nur bodenlebende Arten wie z. B. die Koppe, sondern auch andere schlanke Fischarten gefressen werden. Zur bevorzugten Beute großer Aale zählen neben Fischen auch heimische Krebsarten wie etwa der Edelkrebs, wobei sie nach deren Häutung (Butterkrebss stadium) auch größere Exemplare leicht überwältigen können. Aale fressen auch die Eier anderer Fischarten, wobei natürlich auch heimische Fischarten betroffen sind. Weiters kann es zu einer direkten Konkurrenz gegenüber heimischen nachtaktiven Fischarten wie etwa der Aalrutte kommen.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Der Aal ist eine Fischart, die früher hauptsächlich in Seen als Besatz eingebracht wurde. In Fließgewässern stellt er aus heutiger Sicht zukünftig weniger ein Problem dar.

Neopisces

Abbildung 58: Nachweis des Aals bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern; im Rhein- sowie im Elbe-Einzugsgebiet kommt der Aal natürlich vor!



6.5.2 Sonnenbarsche – Centrarchidae

6.5.2.1 *Lepomis gibbosus* (Sonnenbarsch)

Der Sonnenbarsch stammt ursprünglich aus Nordamerika und wurde 1881 in Europa eingebürgert (Spindler 1997; Wolfram-Wais et al. 1999; zitiert nach Mikschi 2002). Seither schreitet seine Ausbreitung kontinuierlich fort, die meisten Vorkommen dürften auf das Aussetzen zurückzuführen sein.

Tabelle 20: Angaben zur Einstufung des Sonnenbarsch in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser, Brackwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	Östliches Kanada, östliche USA
	Einführungsweise	absichtlich
	Einfuhrvektoren	Fischerei, Tierhandel
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	begründete Annahme
	Prädation und Herbivorie	begründete Annahme
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	begründete Annahme
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	unbekannt
	Monopolisierung von Ressourcen	unbekannt
	Förderung durch Klimawandel	ja

Abbildung 59: *Lepomis gibbosus* (Foto: © Wolfgang Hauer).



Die Laichzeit des Sonnenbarsches erstreckt sich von Mai bis Juni, während dieser Zeit bilden die Milchner kleine Reviere, die sehr eng beisammen liegen können und „schlagen“ dort kleine Laichgruben in den meist sandigen Gewässergrund, die sie gegen Eindringlinge vehement verteidigen. Nach dem Laichakt bewacht der Milchner das Gelege und fächelt mit den Brustflossen Frischwasser zu, anfangs wird auch noch die frisch geschlüpfte Brut bewacht.

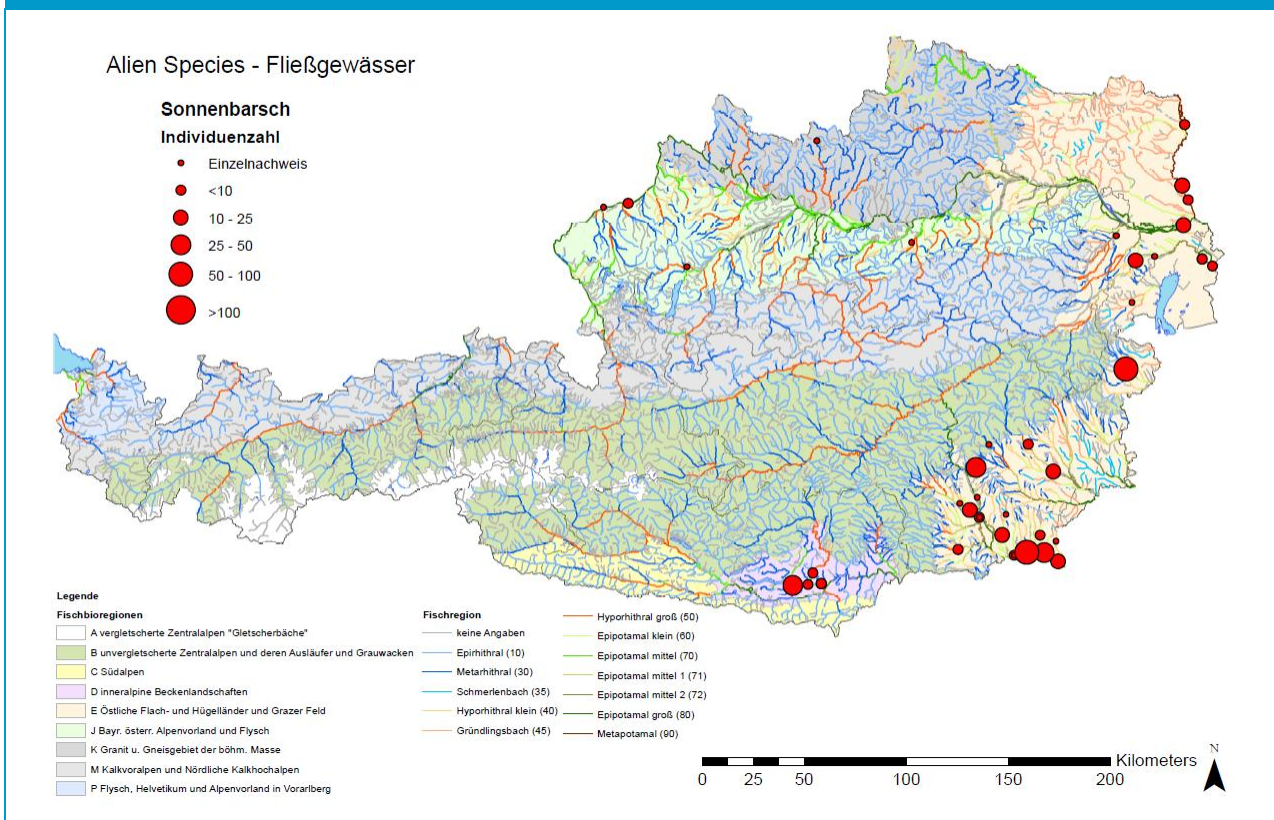
Er besiedelt die Uferzonen stehender und langsam fließender Gewässer, die sich im Sommer stark erwärmen, wie Baggerseen, Kleingewässer in Stadtnähe (auch naturferne und hart verbaute) und Augewässer. Am Wörthersee kommt der Sonnenbarsch mittlerweile recht häufig und in reproduzierenden Beständen vor.

Die Nahrung des Sonnenbarsches besteht hauptsächlich aus Wirbellosen, also Wasserinsekten und deren Larven, Würmern und Kleinkrebsen, aber auch aus Fischbrut verschiedenster Arten und Fischlaich. Aufgrund seiner möglichen hohen Bestandsdichten und seines ausgeprägten Territorialverhaltens kann es zur interspezifischen Konkurrenz kommen.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Das Risiko dieser Art wird lokal als hoch eingeschätzt.

Abbildung 60: Nachweis des Sonnenbarsch bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern



6.5.2.2 *Micropterus salmoides* (Forellenbarsch)

Der Forellenbarsch stammt ursprünglich aus Nordamerika und wurde Ende des 19. Jahrhunderts als attraktiver Sportfisch in Europa eingebürgert. 1911 gelangte er nach einem Dammbruch bei den Schlossteichen in Velden in den Wörthersee (Honsig-Erlenburg & Schulz 1989). Der in Fließgewässern im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung erfolgte Nachweis im Ausrinn des Wörthersees weist auf die lokale Verbreitung dieser Fischart hin.

Tabelle 21: Angaben zur Einstufung des Forellenbarsch in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser, Brackwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	Nordöstliche USA, Südöstliche USA, Mexiko
	Einführungsweise	absichtlich
	Einfuhrvektoren	Fischerei
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	ungewiss
	Prädation und Herbivorie	ungewiss
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	nein
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	stabil
	Monopolisierung von Ressourcen	nein
	Förderung durch Klimawandel	unbekannt

Abbildung 61: *Micropterus salmoides* (Foto: © Wolfgang Hauer).



Die Laichzeit des Forellenbarsches erstreckt sich von Mai bis Juni, während dieser Zeit bilden die Milchner kleine Reviere und „schlagen“ dort kleine Laichgruben in den meist sandigen oder kiesigen Gewässergrund. Nach dem Laichakt bewacht der Milchner das Gelege und fächelt mit den Brustflossen Frischwasser zu, anfangs wird auch noch die frisch geschlüpfte Brut bewacht.

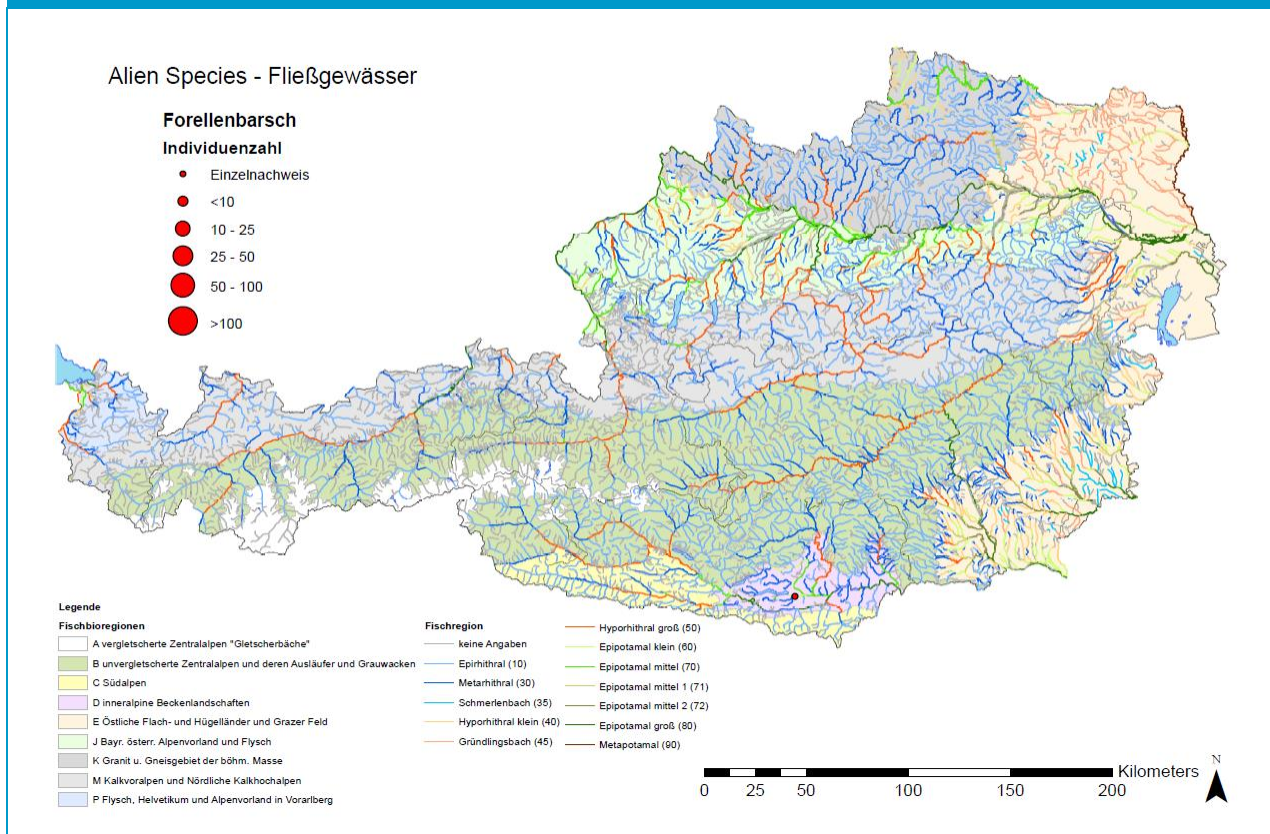
Der Forellenbarsch lebt als Raubfisch und hält sich bevorzugt in Ufernähe oder in unmittelbarer Nähe von Strukturen, wie überhängenden Ästen, Stegen und Bootshütten, auf. Im Wörthersee konnte sich der Forellenbarsch jahrzehntelang halten. Diese Bestände sind dort derzeit stagnierend.

Der adulte Forellenbarsch ernährt sich hauptsächlich von anderen Fischen. Durch den Besatz mit dem Forellenbarsch sind Verdrängungseffekte gegenüber heimischen Fischarten durch Nahrungskonkurrenz und direkten Fraßdruck anzunehmen.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Der Forellenbarsch stellt eventuell ein Problem in Seen dar und ist besonders dort zukünftig zu beobachten.

Abbildung 62: (Einzel-) Nachweis des Forellenbarsch bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern



6.5.3 Karpfenfische – Cyprinidae

6.5.3.1 *Carassius auratus* (Goldfisch)

Beim Goldfisch handelt es sich um eine Zuchtform des Giebels, welche vermutlich im 17. Jahrhundert als Zierfisch nach Europa eingeführt wurde (Piechocki 1990; zitiert nach Mikschi 2002). Im Gegensatz zur heimischen Karausche stammt der Giebel vermutlich ursprünglich aus Ostasien.

Tabelle 22: Angaben zur Einstufung des Goldfisch in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	China
	Einführungsweise	absichtlich
	Einfuhrvektoren	Tierhandel
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	ungewiss
	Prädation und Herbivorie	unbekannt
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	nein
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	stabil
	Monopolisierung von Ressourcen	nein
	Förderung durch Klimawandel	ja

Abbildung 63: *Carassius auratus* (Foto: © Wolfgang Hauer).



Der Goldfisch stellt an seinen Lebensraum keine hohen Ansprüche, er lebt in sommerwarmen, stehenden und langsam fließenden Gewässern. Starke Bestände in natürlichen Gewässern Österreichs sind bis dato nicht bekannt (Spindler 1997).

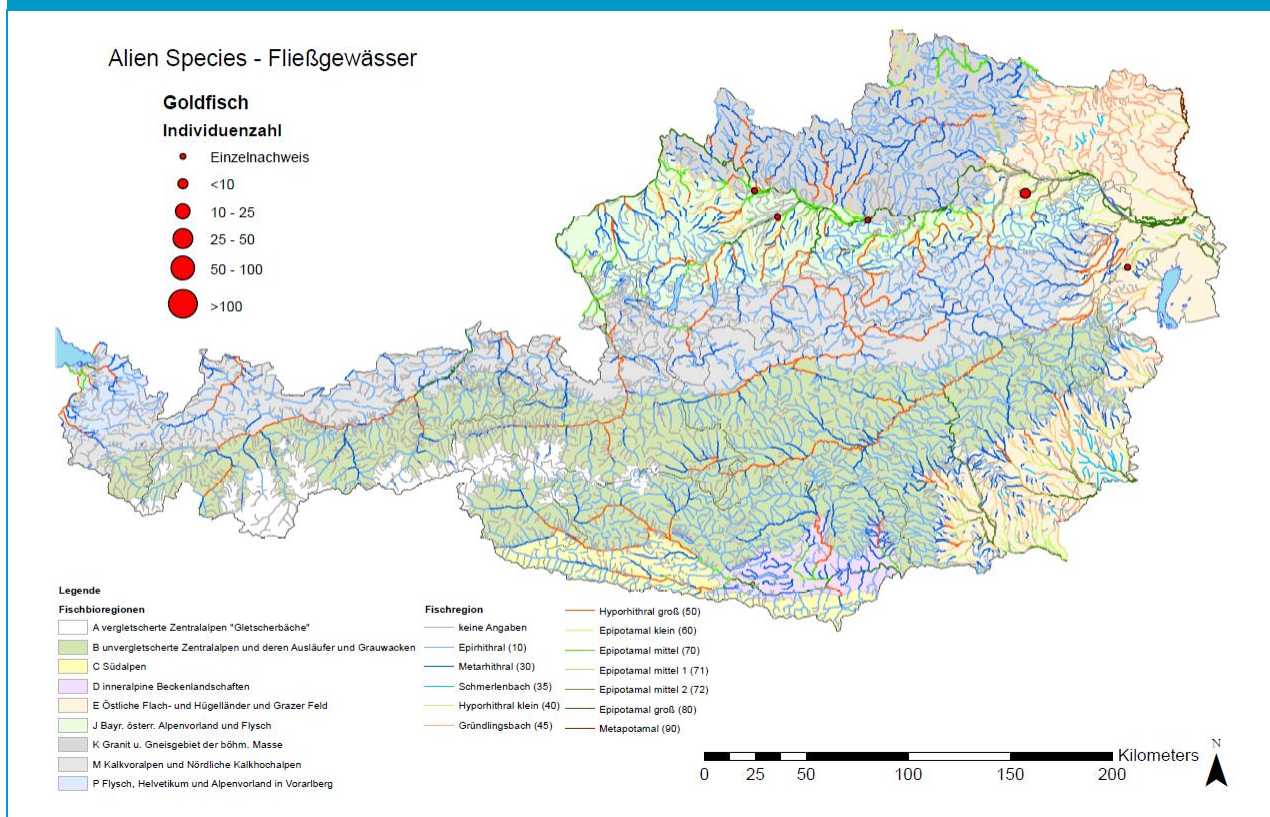
Goldfische ernähren sich sowohl von Insektenlarven, Schnecken und Würmern als auch von pflanzlicher Nahrung. Der Goldfisch zählt ebenso wie der Giebel zu den wenigen Fischarten, die sich in Mitteleuropa zunehmend ausbreiten.

Hohe Reproduktionsraten führen beim Goldfisch oft zur Massenentwicklung. Diese wiederum bedingt zahlreiche negative Einflüsse vor allem in nicht ablassbaren Kleingewässern (Teiche, Biotope). Da der Goldfisch ein ähnliches Nahrungsspektrum wie andere karpfenartige Fische hat, kann er zudem ein ernstzunehmender Nahrungskonkurrent für diese sein.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Der Goldfisch dürfte in Fließgewässern nur ein geringes Risiko darstellen.

Abbildung 64: (Einzel-) Nachweis des Goldfisch bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern



6.5.3.2 *Ctenopharyngodon idella* (Amurkarpfen)

Der Amur- oder Graskarpfen stammt ursprünglich aus den großen ostasiatischen Flüssen wie dem Jangtse und dem Unterlauf des Amur. Nach Österreich kam diese Fischart im Jahre 1965 mit dem Ziel, Gewässer von allzu üppigem Pflanzenwuchs zu befreien, aber auch zum Zweck der Speisefischproduktion (Wüstermann & Kammerad 1994; Spindler 1997; Hauer 2007).

Tabelle 23: Angaben zur Einstufung des Graskarpfen in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser
	Status	unbeständig
	Ursprüngliches Areal	China, Sibirien
	Einführungsweise	absichtlich
	Einfuhrvektoren	Fischerei, Biologische Kontrolle
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	nein
	Prädation und Herbivorie	ja
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	ja
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	gering
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	unbekannt
	Monopolisierung von Ressourcen	ja
	Förderung durch Klimawandel	ja

Abbildung 65: *Ctenopharyngodon idella* (Foto: © Wolfgang Hauer).



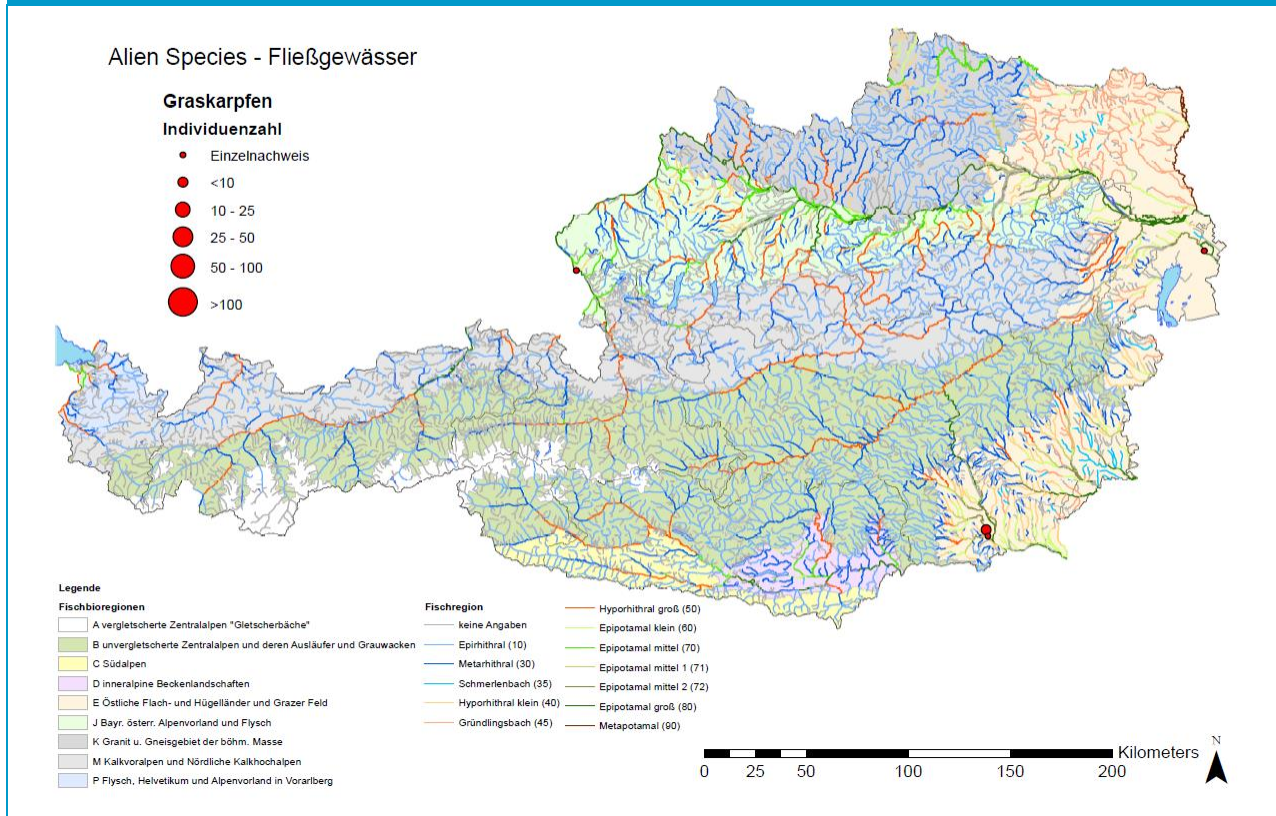
Die natürliche Reproduktion des Graskarpfens ist in Österreich bislang nicht nachgewiesen, daher ist auch nicht damit zu rechnen, dass sich Amurkarpfen selbstständig vermehren.

Der Graskarpfen ernährt sich fast ausschließlich von pflanzlicher Nahrung. Er frisst zahlreiche Arten von Wasserpflanzen, z. B. Laichkräuter, Wasserpest, aber auch die frischen Triebe von manchen See- und Teichrosenarten. Allerdings meidet der Graskarpfen Hahnenfußgewächse.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Trotz der naturschutzfachlichen Beurteilung in Mikschi (2002) als „potentiell invasiv“ ist das Risiko Österreichweit gesehen wohl eher ein geringes (z.B. durch Austrag aus Teichen); Vermehrung in Fließgewässern in Österreich wahrscheinlich nicht gegeben; somit wird das Risiko für Leitbildarten als eingeschränkt angesehen.

Abbildung 66: (Einzel-) Nachweis des Gras- oder Amurkarpfen bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern



6.5.3.3 *Hypophthalmichthys molitrix* (Silberkarpfen)

Der Silberkarpfen stammt ursprünglich aus den großen Gewässern Chinas. Nach Österreich kam der Silberkarpfen im Jahre 1965 (Wüstermann & Kammerad 1994). Er wird oftmals gemeinsam mit dem Graskarpfen in Teichen gehalten.

Tabelle 24: Angaben zur Einstufung des Silberkarpfen in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser
	Status	unbeständig
	Ursprüngliches Areal	Ostasien
	Einführungsweise	absichtlich
	Einfuhrvektoren	Biomanipulation, Fischerei
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	begründete Annahme
	Prädation und Herbivorie	begründete Annahme
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	begründete Annahme
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	gering
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	unbekannt
	Monopolisierung von Ressourcen	unbekannt
	Förderung durch Klimawandel	ja

Die natürliche Reproduktion des Silberkarpfens ist in Österreich bislang nicht nachgewiesen, in Ungarn hingegen, im Flusssystem der Theiss, gilt die natürliche Fortpflanzung des Silberkarpfens seit 1973 als gesichert (Pinter et al. 1989).

Abbildung 67: *Hypophthalmichthys molitrix* (Foto: © Wolfgang Hauer).



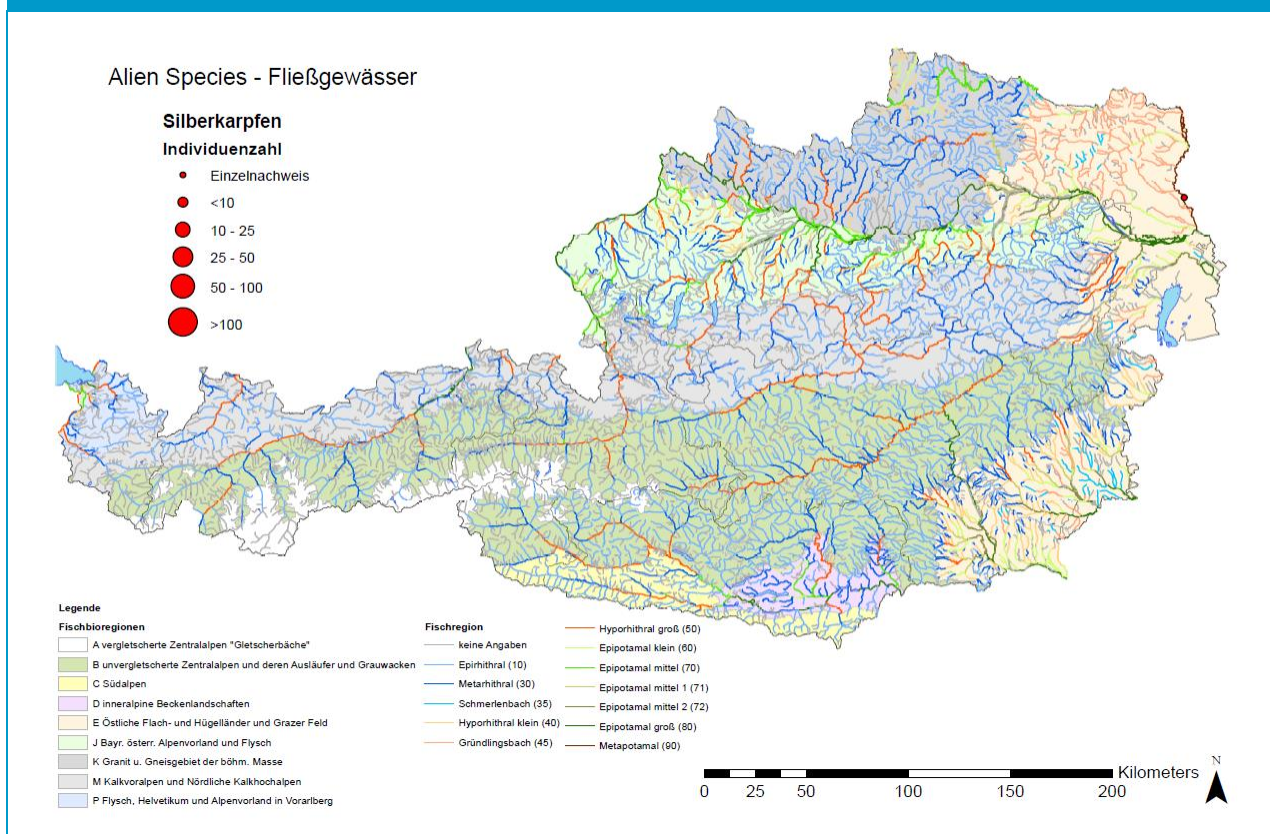
Der Silberkarpfen ernährt sich hauptsächlich von pflanzlichem Plankton, das mit Hilfe seines speziellen Kiemenreusenapparates aus dem Wasser gefiltert wird (Pichler-Semmelrock et al. 1988).

Durch den Besatz mit Silberkarpfen sind Veränderungen im ökologischen Gefüge von Gewässern möglich, über deren Effekte noch wenig bekannt ist.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Trotz der naturschutzfachlichen Beurteilung in Mikschi (2002) als „potentiell invasiv“ ist das Risiko Österreichweit in Fließgewässern wohl eher ein geringes (z.B. durch Austrag aus Teichen); Vermehrung in Fließgewässern in Österreich wahrscheinlich nicht gegeben; derzeit ist für diese Art aufgrund ihrer geringen Abundanzen auch in Seen kein Risiko anzunehmen.

Abbildung 68: (Einzel-) Nachweis des Silberkarpfen bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern





6.5.3.4 *Pseudorasbora parva* (Blaubandbärbling)

Der Blaubandbärbling (oder Pseudokeilfleckbarbe) stammt ursprünglich aus Ostasien und lebt als Schwarmfisch in sommerwarmen, stehenden und langsam fließenden Gewässern. Erstmals wurden Individuen 1982 in der March in der Nähe ihrer Mündung in die Donau sowie in der großen Tulln (vor der Verlegung ihrer Mündung im Zuge des Ausbaues des Donaukraftwerks Greifenstein) beschrieben (Weber 1984; Mikschi 2002).

Er wurde mit Gras-, Silber- und Marmorkarpfen nach Europa eingeschleppt. In weiterer Folge fand diese Fischart quasi als „blinder Passagier“ beim Fischbesatz selbst bis in kleinste Fischteiche und Biotope Verbreitung, aber auch als Köderfisch wurde der Blaubandbärbling in verschiedenste Gewässer verschleppt (Ahnelt 1989).

Tabelle 25: Angaben zur Einstufung des Blaubandbärbling in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	China, Ostasien
	Einführungsweise	unabsichtlich
	Einfuhrvektoren	Aquakultur, Fischerei, Tierhandel
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	begründete Annahme
	Prädation und Herbivorie	begründete Annahme
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	begründete Annahme
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	expansiv
	Monopolisierung von Ressourcen	unbekannt
	Förderung durch Klimawandel	ja

Die Laichzeit dieser Fischart kann sich über mehrere Monate erstrecken, so können in geeigneten Gewässern die Blaubandbärblinge von April bis August laichen und verfügen so über ein enormes Vermehrungspotential. Die einzelnen Männchen bereiten den Laichplatz vor, indem sie einen kleinen Flecken am Grund von Schlamm und abgestorbenen Pflanzenresten säubern. Nachdem sich die Männchen mit verschiedenen Weibchen gepaart haben, bewachen sie die klebrigen Eier und betreiben Brutpflege.

Blaubandbärblinge ernähren sich von Zooplankton, Insektenlarven, Schnecken, Kleinkrebsen und anderen wirbellosen Benthorganismen. Sie fressen auch die Eier anderer Fischarten.

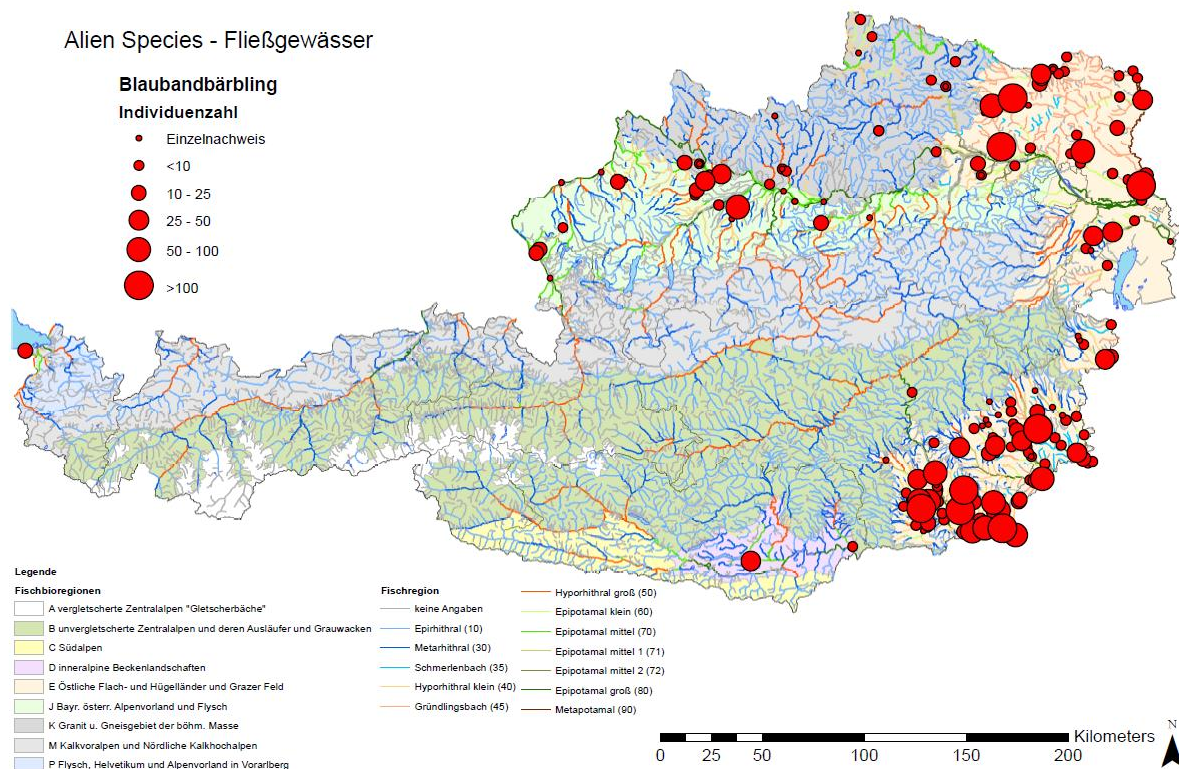
Das enorme Vermehrungspotential dieser Fischart kann dazu führen, dass es innerhalb weniger Monate zu einem Massenvorkommen von Blaubandbärblingen kommt. Es ist dabei auszugehen, dass heimische Fischarten beeinträchtigt werden.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Es ist eine großräumige negative Auswirkung auf heimische Arten bereits derzeit anzunehmen und in Zukunft zu erwarten.

Abbildung 69: *Pseudorasbora parva* (Foto: © Wolfgang Hauer).

Abbildung 70: Nachweis des Blaubandbärblings bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern



6.5.4 Stichlinge – Gasterosteidae

6.5.4.1 *Gasterosteus aculeatus* (Dreistacheliger Stichling)

Der nur wenige Zentimeter erreichende Dreistachelige Stichling wurde laut Vogt & Hofer (1909; zitiert nach Ahnelt & Amann 1994) bereits vor ca. 130 Jahren im Donaueinzugsgebiet von Aquarianern ausgesetzt (im Raum München in den 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts).

Tabelle 26: Angaben zur Einstufung der Kessler-Grundel in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser, Brackwasser
	Status	Etabliert
	Ursprüngliches Areal	Europa, Nordasien, Nordamerika
	Einführungsweise	Absichtlich
	Einfuhrvektoren	Tierhandel
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	Unbekannt
	Prädation und Herbivorie	Unbekannt
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	begründete Annahme
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	unbekannt
	Monopolisierung von Ressourcen	unbekannt
	Förderung durch Klimawandel	ja

Abbildung 71: *Gasterosteus aculeatus* (Foto: © Wolfgang Hauer).



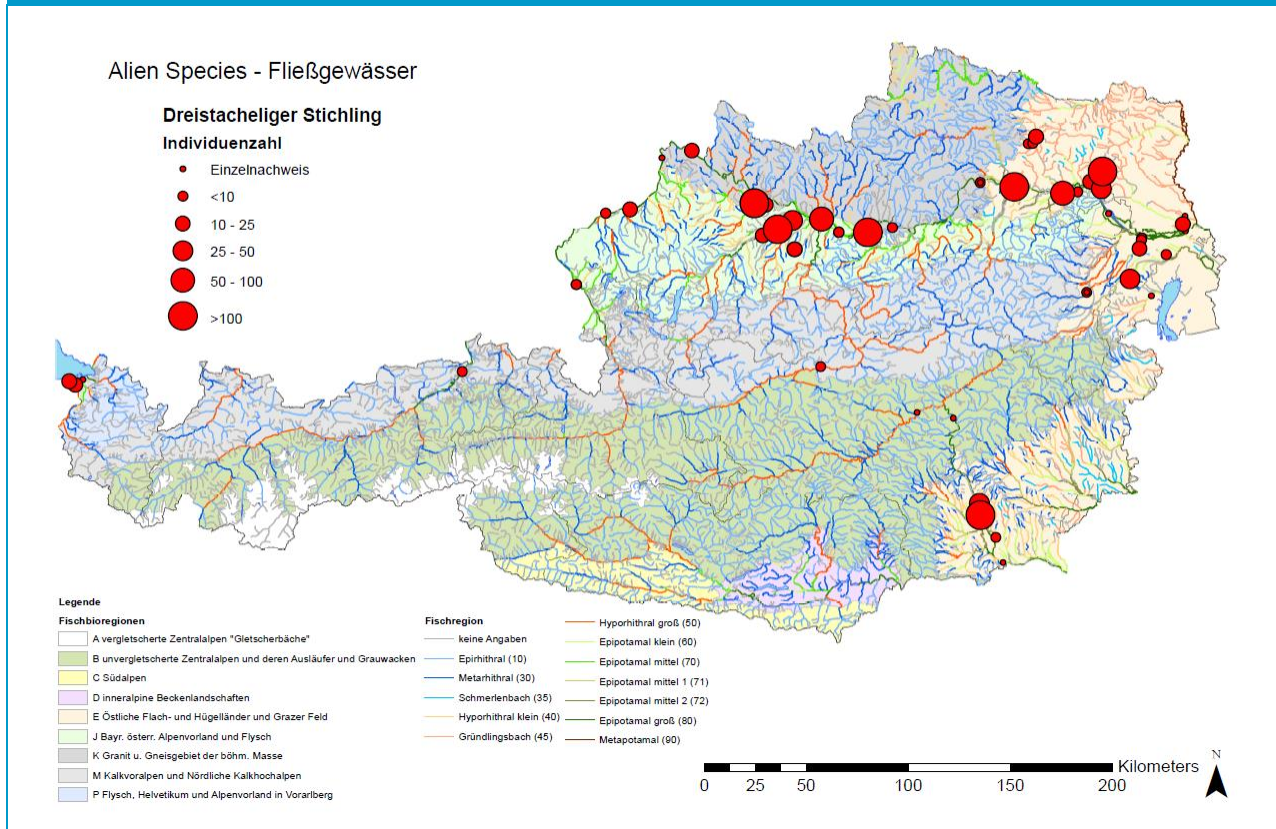
Die Laichzeit des Dreistacheligen Stichlings erstreckt sich von April bis Juli, während dieser Zeit bilden die Milchner Rviere, die sie gegen Eindringlinge vehement verteidigen. Sie bauen in Bodennähe aus Pflanzenteilen ein Nest. Nachdem die Rogner ihre Eier dort abgelegt haben, bewacht das Männchen das Nest und anfangs auch die Brut. Stichlinge sind österreichweit eine allochthone Fischart (Ahnelt & Amann 1994). Stichlinge leben vor allem in verkrauteten Uferzonen größerer Gewässer. Die Nahrung des Dreistacheligen Stichlings besteht hauptsächlich aus Wirbellosen, also Wasserinsekten und deren Larven, Würmern und Kleinkrebsen.

Obwohl bisher keine naturschutzfachlichen Auswirkungen (Mikschi 2002) beschrieben sind, ist doch davon auszugehen, dass durch Fressen von Laich und Fischlarven heimische Fischarten beeinträchtigt werden.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Es ist eine negative Auswirkung in Zukunft auf heimische Arten zu erwarten.

Abbildung 72: Nachweis des Blaubandbärblings bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern





6.5.5 Grundeln - Gobiidae

6.5.5.1 *Neogobius kessleri* (Kessler-Grundel)

Diese Art kommt mittlerweile in der gesamten österreichischen Donau vor (Wiesner 2003), stammt aber ursprünglich aus dem Schwarzen bzw. Kaspischen Meer und breitet sich sukzessive entlang der Donau und ihrer Zubringer stromaufwärts aus.

Tabelle 27: Angaben zur Einstufung der Kessler-Grundel in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser, Brackwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	Schwarzes Meer, Kaspisches Meer, Azow'sches Meer
	Einführungsweise	unabsichtlich
	Einfuhrvektoren	Transport entlang von Wasserstraßen
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	unbekannt
	Prädation und Herbivorie	nein
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	begründete Annahme
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	derzeit durch die expansive Ausbreitung der Schwarzmund-Grundel in ihrer Ausbreitung beeinträchtigt
	Monopolisierung von Ressourcen	nein
	Förderung durch Klimawandel	ja

Die Laichzeit erstreckt sich je nach Wassertemperatur von April bis Mai. Dabei heftet das Weibchen ihre Eier an verborgenen Stellen an Steine, das Männchen betreibt Brutpflege, versorgt die Eier durch Fächern mit den Brustflossen mit Frischwasser und bewacht das Gelege.

Die Kessler-Grundel lebt am Gewässergrund und ist häufig in Blockwurfbereichen anzutreffen. Vermutlich wurden die Jungfische bzw. der Laich dieser Fischart über große Frachtschiffe verschleppt (Zweimüller et al. 1996; zitiert nach Mikschi 2002; Weissenbacher et al. 1998). So kommt sie mittlerweile in der Donau bis Passau vor, und ihre Ausbreitung schreitet fort.

Die Nahrung der Kessler-Grundel besteht aus Kleinlebewesen wie Wasserasseln, Bachflohkrebsen, Insektenlarven, aber auch dem Laich anderer Fischarten. Aufgrund ihrer relativen Körpergröße und des tiefen Maulspaltes ist sie jedoch durchaus in der Lage größere Beute wie Jungfische anderer Fischarten als Nahrung aufzunehmen.

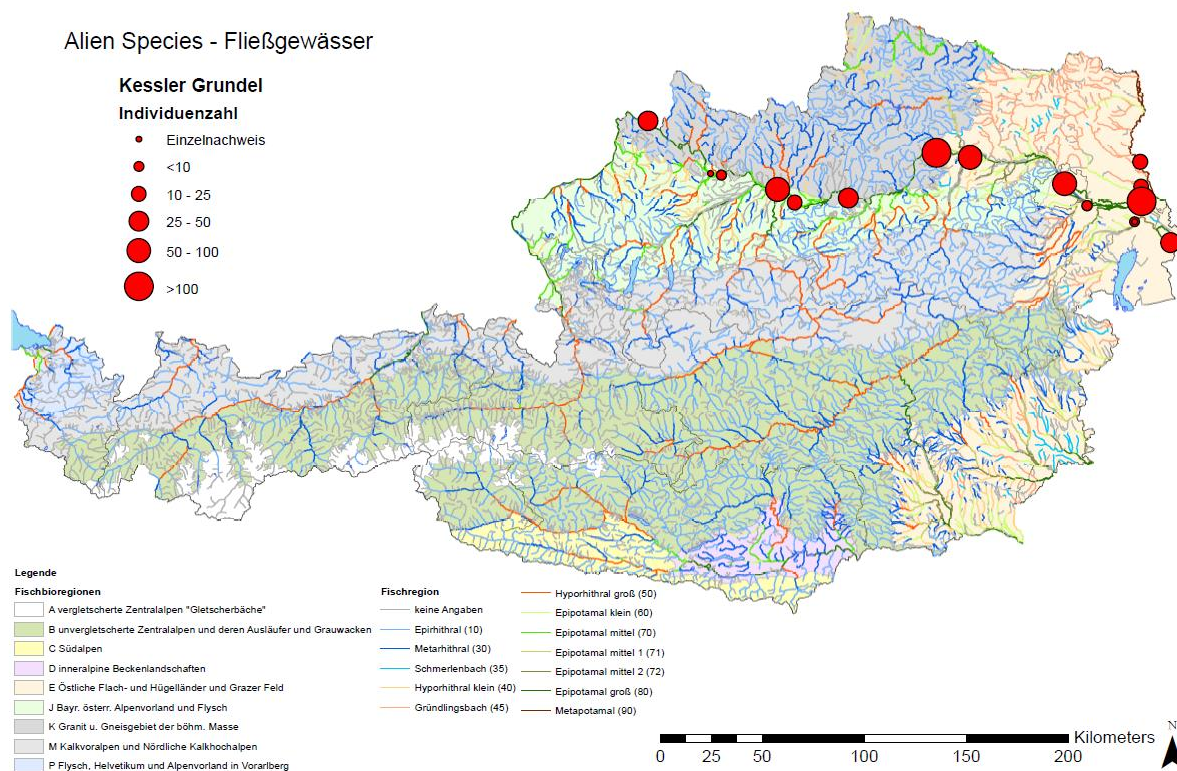
Diese Grundelart trat in der Vergangenheit in geeigneten Habitattypen (vor allem Blockwurfsicherungen) massenhaft auf und bildete dort die dominierende Fischart. Sie wurde mittlerweile vermutlich aber von einer anderen Grundelart, der Schwarzmundgrundel im Bestand zurückgedrängt. Verdrängungseffekte gegenüber heimischen, vor allem benthisch lebenden Fischarten sind anzunehmen.

Abbildung 73: *Neogobius kessleri* (Foto: © Wolfgang Hauer).

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Das Risiko dieser Art wird als hoch eingestuft.

Abbildung 74: Nachweis der Kessler-Grundel bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern



6.5.5.2 *Neogobius melanostomus* (Schwarzmund-Grundel)

Diese Art kommt in der österreichischen Donau bis Passau vor, stammt aber ursprünglich aus dem Schwarzen bzw. Kaspischen Meer und breitet sich sukzessive entlang der Donau und ihrer Zubringer stromaufwärts aus (Wiesner 2003). Vermutlich wurden die Jungfische bzw. der Laich dieser Fischart durch große Frachtschiffe verschleppt (Zweimüller et al. 1996, zitiert nach Mikschi 2002; Weissenbacher et al. 1998).

Tabelle 28: Angaben zur Einstufung der Schwarzmund-Grundel in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser, Brackwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	Schwarzes Meer, Kaspisches Meer, Azow'sches Meer
	Einführungsweise	unabsichtlich
	Einfuhrvektoren	Transport entlang von Wasserstraßen
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	ja
	Prädation und Herbivorie	begründete Annahme
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	begründete Annahme
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	nein
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	expansiv
	Monopolisierung von Ressourcen	nein
	Förderung durch Klimawandel	ja

Die Laichzeit erstreckt sich je nach Wassertemperatur von April bis Mai. Dabei heftet das Weibchen ihre Eier an Steine, das Männchen betreibt Brutpflege, versorgt die Eier durch Fächern mit den Brustflossen mit Frischwasser und bewacht das Gelege.

Abbildung 75: *Neogobius melanostomus* (Foto: © Wolfgang Hauer).



Die Schwarzmund-grunde lebt am Gewässergrund und ist häufig in Blockwurfbereichen anzutreffen, wo sie gemeinsam mit der Kessler Grundel vorkommt. Sie kann rasch dichte Bestände ausbilden.

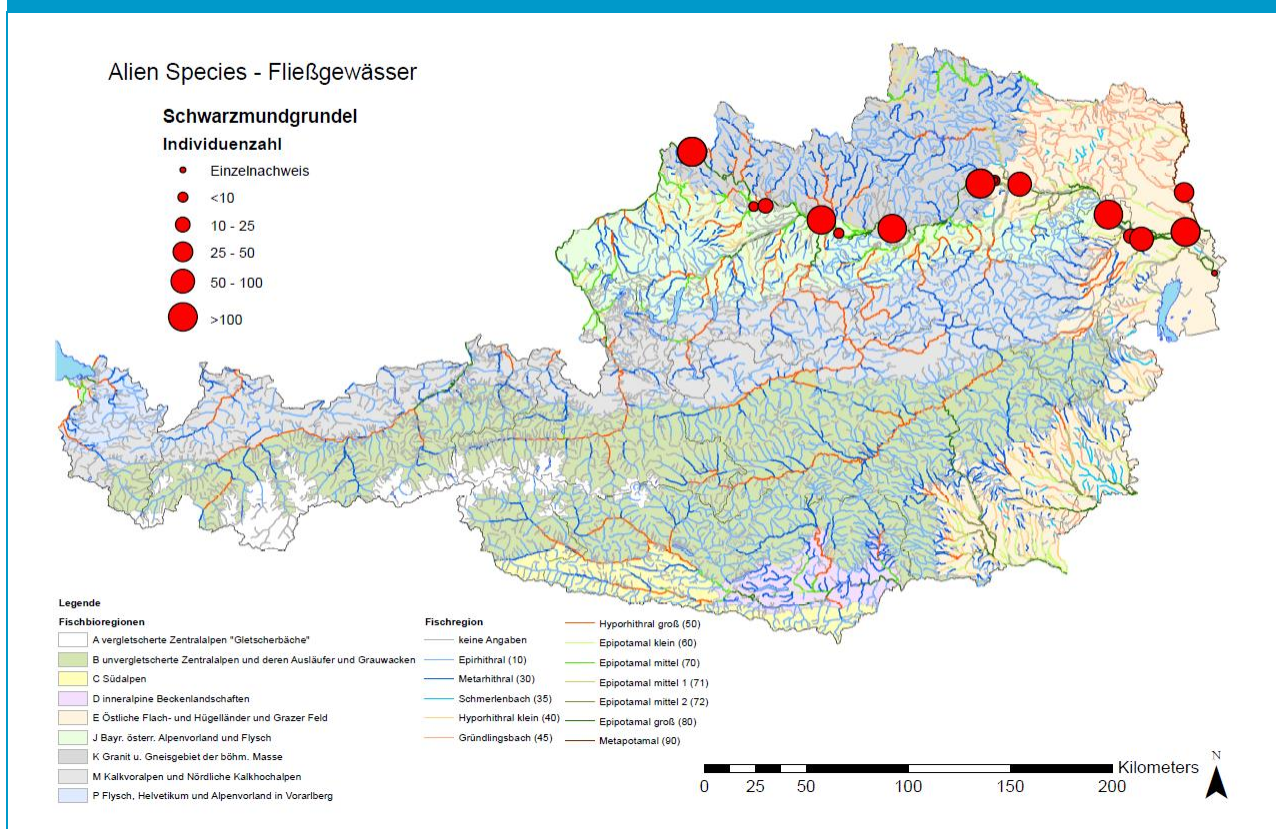
Die Nahrung der Schwarzmund-Grundel besteht aus Kleinlebewesen wie Wasserasseln, Bachflohkrebsen, Insektenlarven, aber auch dem Laich anderer Fischarten.

In Anbetracht des aktuell massenhaften Vorkommens dieser Art ist davon auszugehen, dass es zu Verdrängungseffekten durch direkte Nahrungskonkurrenz bzw. durch unmittelbaren Fraßdruck gegenüber heimischen Arten kommt. In Aquarienversuchen wurden selbst Rotaugen bis zu einer Größe von 5 cm von den Schwarzmund-Grundeln mit einer Totallänge von nur 11 cm gefressen. Auch wenn die Schwarzmund-Grundel hauptsächlich im Habitattyp Blockwurf in Erscheinung tritt, sind die negativen Auswirkungen auf die restliche heimische Fischfauna (v.a. seltene benthisches lebende Arten wie z.B. Streber oder Steingressling) möglich.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Das Risiko dieser Art wird als hoch eingestuft.

Abbildung 76: Nachweis der Schwarzmund-Grundel bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern



6.5.5.3 *Neogobius gymnotrachelus* (Nackthals-Grundel)

Diese Art kommt in der österreichischen Donau und einigen Nebengewässern vor, stammt aber ursprünglich aus dem Schwarzen bzw. Kaspischen Meer und breitet sich sukzessive entlang der Donau und ihrer Zubringer stromaufwärts aus (Ahnelt et al. 2001; Wiesner 2003). Vermutlich wurden die Jungfische bzw. der Laich dieser Fischart über Frachtschiffe verschleppt (Ahnelt et al. 2001, zitiert nach Mikschi 2002).

Tabelle 29: Angaben zur Einstufung der Nackthals-Grundel in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser, Brackwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	Schwarzes Meer, Kaspisches Meer, Azow'sches Meer
	Einführungsweise	unabsichtlich
	Einfuhrvektoren	Transport entlang von Wasserstraßen
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	unbekannt
	Prädation und Herbivorie	nein
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	nein
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	expansiv
	Monopolisierung von Ressourcen	nein
	Förderung durch Klimawandel	ja

Die Laichzeit erstreckt sich je nach Wassertemperatur von April bis Mai. Dabei heftet das Weibchen ihre Eier an Stellen an Steine, das Männchen betreibt Brutpflege, versorgt die Eier durch Fächern mit den Brustflossen mit Frischwasser und bewacht das Gelege.

Abbildung 77: *Neogobius gymnotrachelus* (Foto: © Wolfgang Hauer).



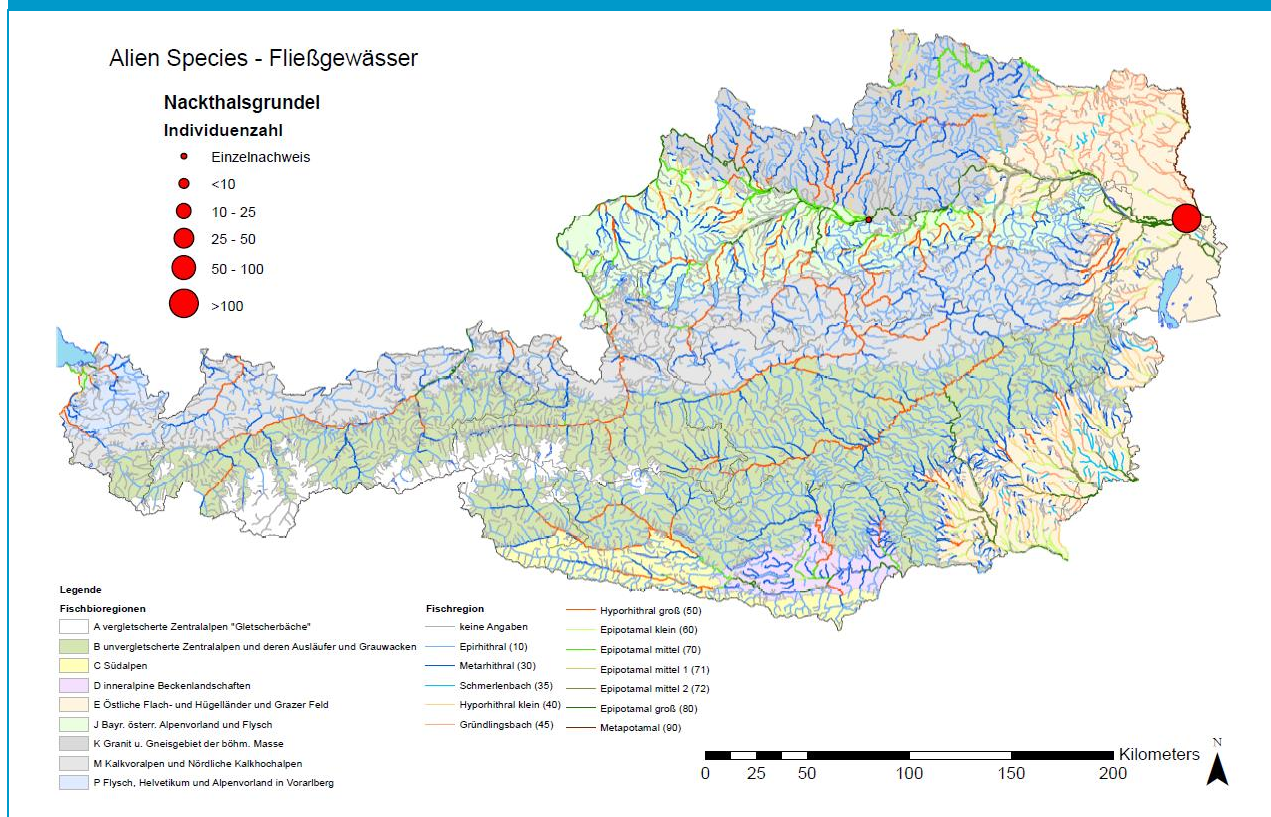
Die Nackthals-Grundel lebt versteckt am Gewässergrund und ist häufig in Blockwurfbereichen anzutreffen, wo sie gemeinsam mit der Kessler- bzw. Schwarzmund-Grundel vorkommt.

Die Nahrung der Nackthals-Grundel besteht aus aquatischen Kleinlebewesen wie Wasseraseln, Bachflohkrebsen, Insektenlarven, aber auch dem Laich und Jungfischstadien anderer Fischarten.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Eine Beeinträchtigung anderer Fischarten durch direkte Nahrungskonkurrenz oder durch unmittelbaren Fraßdruck ist anzunehmen.

Abbildung 78: Nachweis der Schwarzmund-Grundel bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern



6.5.6 Zwergwelse – Ictaluridae

6.5.6.1 *Ameiurus melas* (Schwarzer Zwergwels)

Ursprünglich im Osten Nordamerikas beheimatet, wurden Zwergwelse etwa um die Jahrhundertwende auch nach Europa eingeführt und fanden durch Freisetzung ihre Ausbreitung. Im Fließgewässer wurde er bisher nur an wenigen Standorten und in geringer Stückzahl in Österreich nachgewiesen.

Tabelle 30: Angaben zur Einstufung des schwarzen Zwergwels in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	Nordöstliche USA, Südöstliche USA
	Einführungsweise	absichtlich
	Einfuhrvektoren	Fischerei
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	begründete Annahme
	Prädation und Herbivorie	begründete Annahme
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	unbekannt
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	stabil
	Monopolisierung von Ressourcen	nein
	Förderung durch Klimawandel	ja

Zwergwelse laichen im Frühjahr, meist im Mai und Juni. Die Rogner legen dabei eine Art Laichgrube an. Zwergwelse betreiben Brutpflege.

Abbildung 79: *Ameiurus melas* (Foto: © Wolfgang Hauer).

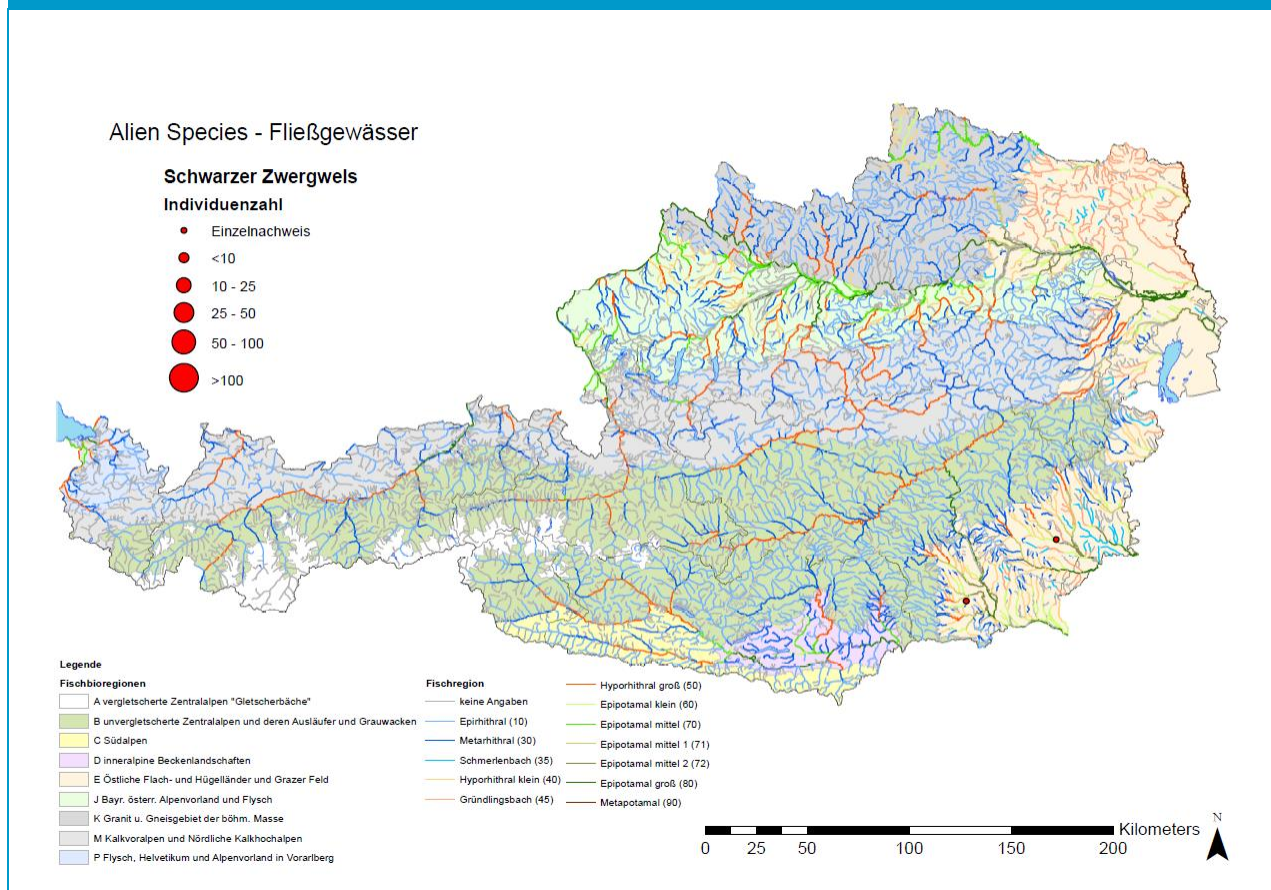


Zwergwelse ernähren sich von Insektenlarven, Würmern, Schnecken, Kleinkrebsen, Amphibien und deren Larven, Fischeiern und Fischen.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Das Risiko wird in Fließgewässern als gering eingeschätzt.

Abbildung 80: (Einzel-) Nachweis des schwarzen Zwergwels bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern





6.5.7 Lachsfische - *Salmonidae*

6.5.7.1 *Salvelinus namaycush* (Amerikanischer Seesaibling)

Die ursprüngliche Heimat dieser Fischart sind große Seen im Norden der USA, Kanadas und Alaskas wie z.B. der Lake Tahoe, Lake of the Woods, Großer Sklavensee, Großer Bärensee, Moosehead Lake uvm. In Österreich konnten Amerikanische Seesaiblinge hauptsächlich in alpinen (Speicher) Seen nachgewiesen werden, wo er sich teilweise nicht expansiv etabliert (Mikschi 2002).

Tabelle 31: Angaben zur Einstufung des Amerikanischen Seesaibling in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	Subarktisches Amerika, Westliches Kanada, Östliches Kanada, Nordöstliche USA
	Einführungsweise	absichtlich
	Einfuhrvektoren	Fischerei
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	begründete Annahme
	Prädation und Herbivorie	begründete Annahme
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	nein
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	gering
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	stabil
	Monopolisierung von Ressourcen	nein
	Förderung durch Klimawandel	nein

In einigen Alpen- bzw. Gebirgsseen in Österreich (z.B. Wolfgangsee) wurde ein Besatz mit dieser Fischart durchgeführt.

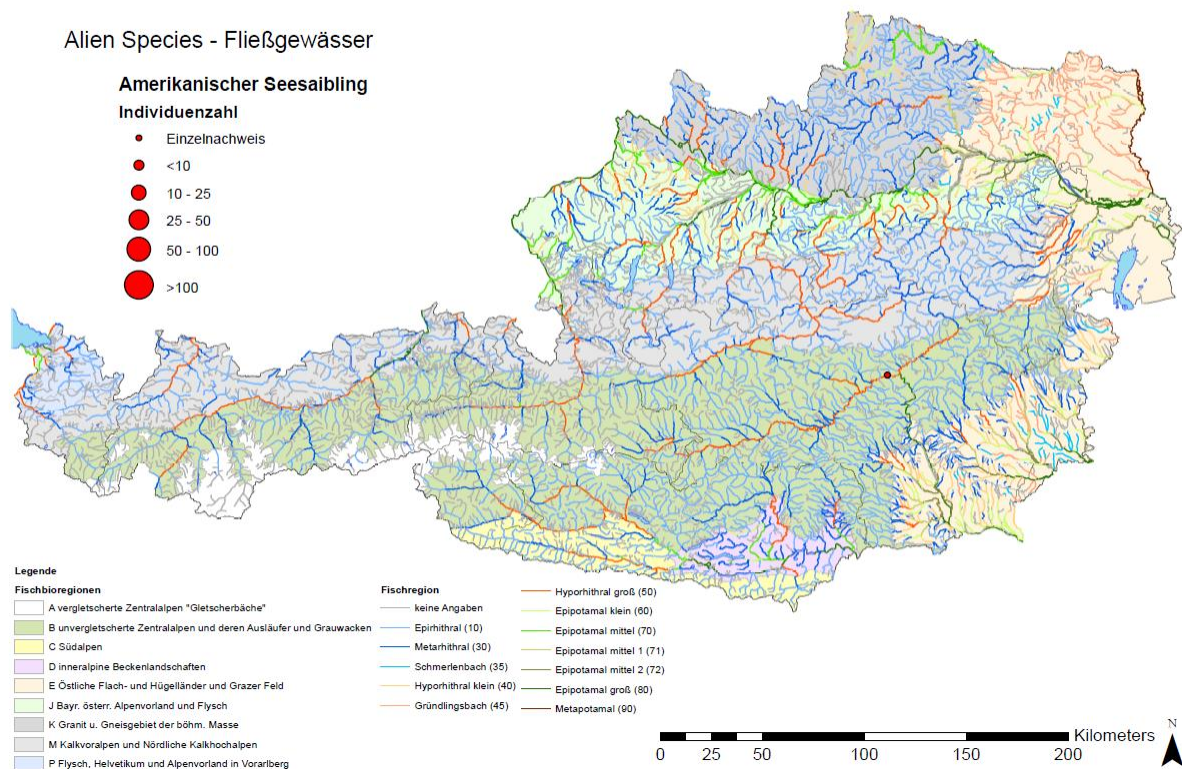
Der Amerikanische Seesaibling ernährt sich in der juvenilen Phase von Wasserinsekten und deren Larven, aber auch von Fischbrut. Adulte Tiere ernähren sich in der Hauptsache räuberisch von Fischen.

Da Berg- bzw. Hochgebirgsseen sehr sensible Ökosysteme darstellen, kann der Besatz mit dieser Fischart zu tiefgreifenden Veränderungen in der Zoonose dieser Gewässer führen. Neben der Beeinträchtigung des ursprünglichen Fischbestandes z.B. Elritzen oder Seesaiblinge durch direkten Fraßdruck oder Nahrungskonkurrenz, kann es auch zu Veränderungen der Zooplanktongesellschaften kommen.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Das Risiko ist zukünftig als gering einzuschätzen.

Abbildung 81: (Einzel-) Nachweis des Amerikanischen Seesaiblings bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern



6.5.7.2 *Salvelinus fontinalis* (Bachsaibling)

Die ursprüngliche Heimat des Bachsaiblings liegt im östlichen Nordamerika. Er wurde etwa zeitgleich mit der Regenbogenforelle um 1880 nach Europa und in weiterer Folge nach Österreich importiert (Spindler 1997). Er dringt bis in quellnahe Bereiche vor. Es kommt in der Natur auch zu Kreuzungen zwischen Bachforelle und Bachsaibling, die daraus hervorgehenden Fische werden als Tigerfische oder Tigersaiblinge bezeichnet.

Tabelle 32: Angaben zur Einstufung des Bachsaibling in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	Nordöstliche USA, Südöstliche USA
	Einführungsweise	absichtlich
	Einfuhrvektoren	Fischerei
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	ja
	Prädation und Herbivorie	unbekannt
	Hybridisierung	nein
	Negative ökosystemare Auswirkungen	nein
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	gering
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	stabil
	Monopolisierung von Ressourcen	unbekannt
	Förderung durch Klimawandel	unbekannt

Der Bachsaibling laicht im Herbst und Winter auf Kiesgrund. Die Milchner sind meist schon im zweiten Jahr geschlechtsreif, die Rogner erst ein Jahr später. Eine Reproduktion des Bachsaibling ist in österreichischen Fließgewässern belegt.

Abbildung 82: *Salvelinus fontinalis* (Foto: © Wolfgang Hauer).



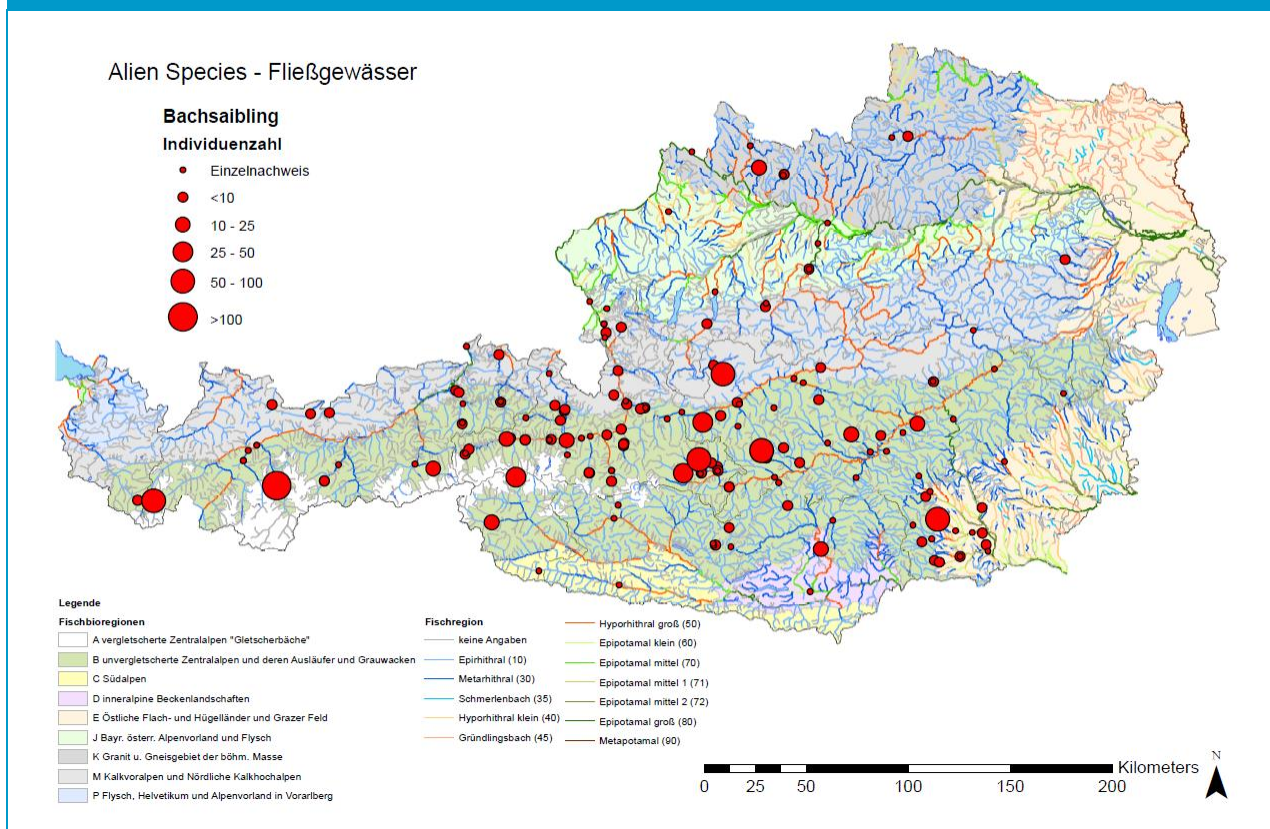
Der Bachsaibling toleriert niedrigere pH-Werte als die Bachforelle. Er bevorzugt rasch fließendes und vor allem kaltes Wasser.

Der Bachsaibling ernährt sich von Insekten und von Fischen. In Gewässern mit Bachforellenbestand kann es zur Konkurrenz beider Arten kommen und unter Umständen zur Verdrängung der heimischen Bachforelle durch direkte Nahrungskonkurrenz, Fraßdruck und die Nutzung der gleichen Laichhabitate. In Gebirgsseen kann es durch den Bachsaibling ebenfalls zur direkten Nahrungskonkurrenz bzw. zum Fraßdruck gegenüber heimischen Arten wie dem Seesaibling, der Bach- bzw. Seeforelle, oder Fischarten wie etwa der Elritze kommen. Zudem nutzt der Bachsaibling dieselben Laichplätze wie der Seesaibling oder die Bachforelle und kann diese so verdrängen. Unter Umständen kann es dadurch auch zu Hybridisierungen kommen.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Der Bachsaibling bildet häufig reproduzierende Bestände – derzeit bereits negative Auswirkungen.

Abbildung 83: Nachweis des Bachsaiblings bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern



6.5.7.3 *Oncorhynchus mykiss* (Regenbogenforelle)

Die Regenbogenforelle wurde um 1881 nach Europa und in weiterer Folge 1884 nach Österreich eingeführt (Salomon 1906; Spindler 1997), ihre ursprüngliche Heimat liegt in Nordamerika. Bis heute ist die „inzwischen lieb gewordene [...] Freundin“ (Salomon 1906) einer der häufigsten Besatzfische in österreichischen Gewässern. Auch wenn die Regenbogenforelle wohl der meistbesetzte, nicht-heimische Fisch in Österreich ist und viele Bestände nur durch Besatz aufrecht erhalten werden, reproduziert diese Fischart heute in zahlreichen heimischen Freigewässern sehr erfolgreich. Regenbogenforellen laichen je nach Abstammung im Herbst oder im Frühjahr.

Tabelle 33: Angaben zur Einstufung der Regenbogenforelle in Österreich nach Nehring et al. (2010), verändert

Allgemeines	Lebensraum	Süßwasser
	Status	etabliert
	Ursprüngliches Areal	Alaska, westliches Kanada, westliche USA, Mexiko
	Einführungsweise	absichtlich
	Einfuhrvektoren	Fischerei
Gefährdung der Biodiversität	Interspezifische Konkurrenz	ja
	Prädation und Herbivorie	unbekannt
	Hybridisierung	unbekannt
	Negative ökosystemare Auswirkungen	nein
Biologisch-ökologische Zusatzkriterien	Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen	ja
	Reproduktionspotenzial	hoch
	Ausbreitungspotenzial	hoch
	Aktueller Ausbreitungsverlauf	stabil
	Monopolisierung von Ressourcen	nein
	Förderung durch Klimawandel	unbekannt

Abbildung 84: *Oncorhynchus mykiss* (Foto: © Wolfgang Hauer).



„Weit schneller als andere Neueinführungen, unaufhaltsam, hat sich die Regenbogenforelle bei uns eingebürgert. All die Schwierigkeiten, die sich der Neueinführung eines Fisches in fremden Gewässern naturgemäß entgegenstellen, hat sie siegreich überwunden und behauptet derzeit unbestritten ihr errungenes Feld“ (Salomon 1906). Diese hohe Konkurrenzfähigkeit gilt auch über 100 Jahre später noch.

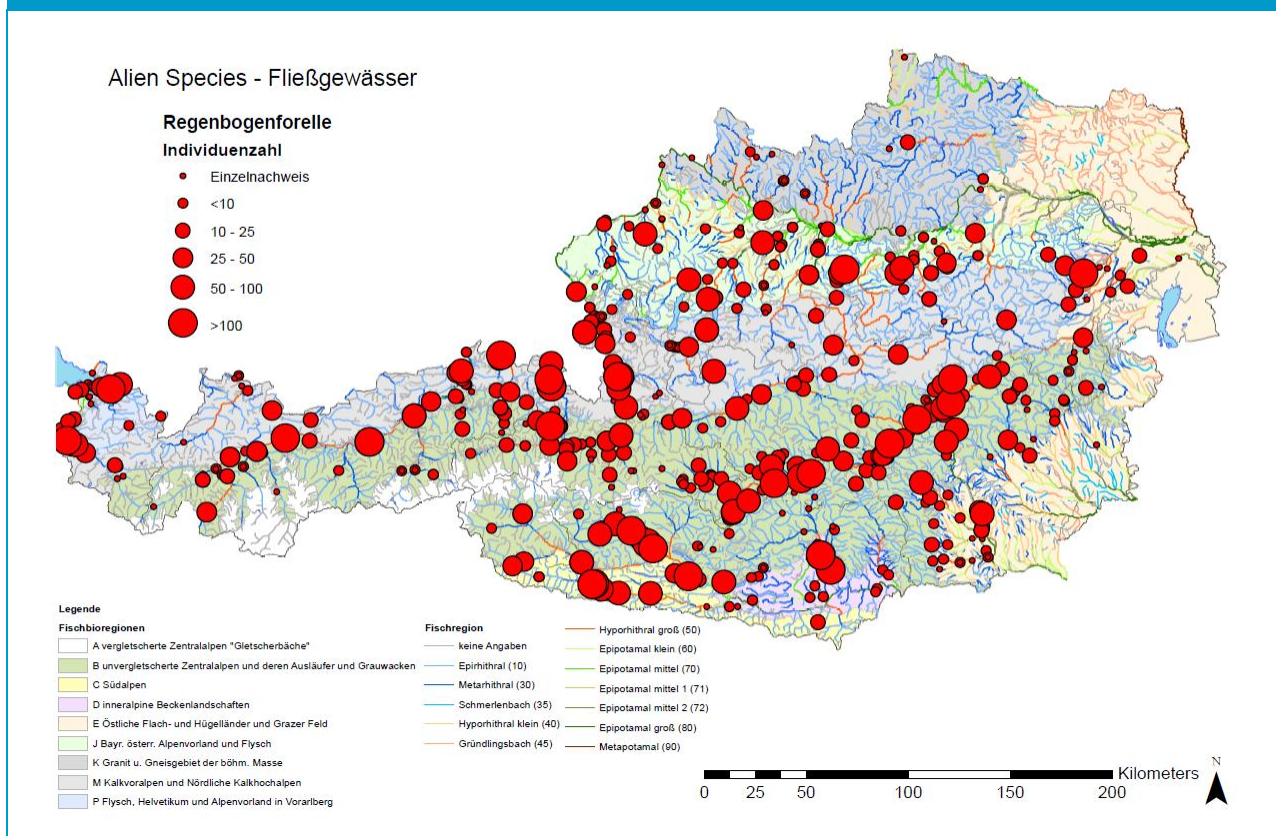
Regenbogenforellen ernähren sich in Freigewässern in der Hauptsache von Wasserinsekten und deren Larven, Kleinkrebsen, Würmern, Muscheln, Schnecken und Fischen.

In Gewässern mit Bachforellen- und/oder Äschenbestand kann es zur Konkurrenz und unter Umständen zur Verdrängung dieser durch direkte Nahrungskonkurrenz, Fraßdruck und die Nutzung der gleichen Laichhabitate kommen.

Zukünftige Risikoabschätzung für Leitbildarten

Die Regenbogenforelle bildet reproduzierende Bestände – derzeit sowie zukünftig sind großräumige negative Auswirkungen auf die Bachforelle und Äsche anzunehmen.

Abbildung 85: Nachweis der Regenbogenforelle bei Befischungen im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung seit 2006 in Fließgewässern





7 Zusammenfassung

7.1 Zusammenfassung Neophyta

Insgesamt 95 im weiteren Sinne aquatische Neophyta (nur krautige Arten berücksichtigt) sind in Österreich bekannt, darunter ein Wassermooß und zwei Farnpflanzen (vgl. Tab. 1). Von diesen 95 Arten sind 32 den Makrophyten zuzurechnen, das heißt sie leben im oder auf dem Wasser (untergetauchte Arten und Schwimmblattpflanzen) oder sie wurzeln zumindest im Wasser (amphibische Arten und Röhrichtpflanzen). Auch die übrigen hier als aquatische Neophyta bezeichneten Arten sind unmittelbar an Gewässer oder Feuchtstandorte gebunden. Sie finden sich auf periodisch trockenfallenden Sand- und Kiesbänken im Gewässerbett oder in den Hochstaudenfluren oder Gebüschern auf den Uferböschungen. Manche von ihnen kommen darüber hinaus auch an anderen nassen oder feuchten Standorten vor.

Die meisten aquatischen Neophyta kamen im 19. und 20. Jahrhundert nach Mitteleuropa und Österreich. Auch im 21. Jahrhundert sind bereits wieder zahlreiche Neuzugänge zu vermelden. Überwiegend stammen die Neophyta aus Nordamerika, Nord-, West- und Südeuropa sowie aus Asien. Nur ein geringer Anteil der Arten ist ursprünglich in der südlichen Hemisphäre beheimatet. Die in Österreich bekannten aquatischen Neophyta sind überwiegend aus absichtlich eingeführten Pflanzen verwildert. Im Vordergrund stehen hierbei Zierpflanzen sowie Aquarien- oder Teichpflanzen.

Die meisten aquatischen Neophyta-Taxa sind derzeit aus Kärnten bekannt. Hierbei ist allerdings anzumerken, dass ein maßgeblicher Teil davon ausschließlich im ganzjährig temperierten Abfluss des Warmbades Villach anzutreffen ist. Lässt man diese Arten unberücksichtigt, ist in der Steiermark die größte Vielfalt an aquatischen Neophyta beheimatet. Am wenigsten Taxa sind für das Burgenland bekannt.

Österreichweit ist etwa ein Viertel der in dieser Studie aufgeführten aquatischen Neophyta bereits dauerhaft etabliert, ein weiteres Viertel zumindest lokal etabliert. 11 der vorkommenden Taxa sind als akut invasiv zu bezeichnen (vgl. Tab. 2). Die meisten Arten davon (9) besiedeln die Gewässerufer. Sie verdrängen dort die heimische Vegetation und führen überwiegend zu einer Verminderung der Uferstabilität (durch veränderte Vegetationszyklen und ein nur flaches, wenig stabiles Wurzelsystem). Die Folge ist Ufererosion in z.T. großem Ausmaß. Manche Arten bilden meterlange unterirdische Ausläufer und dringen mit ihren Feinwurzeln in kleinste Zwischenräume ein. Hierdurch werden massive Schäden an Uferbefestigungen verursacht, was wiederum erosive Prozesse begünstigt.

Gewässerufer besiedelnde invasive Arten kommen in Österreich überwiegend entlang der Fließgewässer vor. Die meisten davon sind in allen Bundesländern und von den Niederungen bis zumindest in den montanen Bereich anzutreffen. Generell am weitesten verbreitet dürften die Kanada- und die Riesen-Goldrute (*Solidago canadensis* und *S. gigantea*), die sich überwiegend (aber nicht ausschließlich) in den Talräumen und Auegebieten finden, sowie das Drüsen-Springkraut (*Impatiens glandulifera*), welches in dichten Beständen die Ufer säumt, sein. *Fallopia japonica* ist derzeit an Gewässeruffern stark in Ausbreitung begriffen und ist, ebenso wie *Solidago gigantea*, als „ökonomisch bedenklich“ zu betrachten.

Bidens frondosa ist ein typischer Flussbegleiter und siedelt auf periodisch trockenfallenden Sand- und Kiesbänken im Gewässerbett. Die Art ist in Österreich vor allem in den Niederungen stark verbreitet und in erster Linie naturschutzfachlich relevant.

Auf alle am Gewässerufer siedelnden Neophyta trifft zu, dass sich ihre Vorkommen nicht unmittelbar auf den durch das Qualitätselement Makrophyten indizierten ökologischen Zustand nach WRRL auswirken, da die

Zusammenfassung

gewässerbegleitende Vegetation derzeit nicht in die Bewertung eingeht. Es können aber dennoch durch Veränderungen der Lebensraumstrukturen und Verdrängung anderer Arten indirekte Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis resultieren.

Die einzige untergetauchte invasive Art in Österreich ist *Elodea canadensis*. Hierbei ist allerdings anzumerken, dass die „Wasserpest“ ihre invasive Phase, in der sie u.a. große Probleme für die Schifffahrt verursachte, in Mitteleuropa und auch in Österreich bereits hinter sich hat. Sie ist allerdings in zahlreichen Stillgewässern und auch in langsam fließenden Fließgewässern anzutreffen. Dies allerdings nur, wenn ausreichend Nährstoffe für die eutraphente Art vorhanden sind. Größere Vorkommen finden sich immer an Stellen lokaler Belastung, z.B. in der Seeache, in der Fischach, im Lustenauer Kanal und im Draustau. Vorkommen von *Elodea canadensis* wirken sich, da die Art als Nährstoffbelastungszeiger gilt, sowohl in Seen als auch in Fließgewässern auf die Bewertung des ökologischen Zustand aus.

Weitere sieben Arten sind als potentiell invasiv einzustufen. Vier davon besiedeln die Gewässerufer, darunter die ökonomisch bedenklichen Knöterich-Taxa *Fallopia sachalinensis* und *Fallopia x bohemica*. Auch *Heracleum mantegazzianum* breitet sich in den Hochstaudenfluren entlang der Gewässerufer immer weiter aus. Besonders problematisch hierbei ist, dass die Pflanze nicht nur äußerst effektiv die heimische Vegetation verdrängt, sondern auch gesundheitlich bedenklich ist. So verursacht Hautkontakt in Verbindung mit Sonnenlicht Rötungen, Schwellungen und Verbrennungen.

Unter den potentiell invasiven Arten finden sich auch drei „echte Wasserpflanzen“. *Elodea nuttallii* kam deutlich später nach Europa und Österreich als *Elodea canadensis*. Bislang wurden nirgends derart massive Auswirkungen wie bei *Elodea canadensis* beobachtet. Problematisch ist allerdings die Tatsache, dass *Elodea nuttallii* nicht auf nährstoffreiche Gewässer beschränkt ist, sondern den kompletten Bereich von oligotroph bis eutroph besiedeln kann, und das in Still- und Fließgewässern. Die Art ist in einer Vielzahl der österreichischen Gewässer anzutreffen. Größere Vorkommen sind allerdings selten und finden sich in Österreich z.B. in der Donau, in der Neuen Donau, in der Fischach, im Almsee, im Mondsee und im Wallersee. Z.B. im Mondsee wurde im Zuge der Reoligotrophierungsphase die typspezifische Characeenvegetation fast vollständig durch dichte Bestände von *Elodea nuttallii* ersetzt. Die genannten Vorkommen wirken sich auf den ökologischen Zustand aus, wenngleich nicht in allen Fällen ein „Qualitätssprung“ entsteht.

Myriophyllum heterophyllum wurde bislang im oberen Murtal und im Rahmen der GZÜV-Kartierung auch im Faaker See gefunden. Die Vorkommen sind nur sehr kleinräumig und haben daher derzeit keine Auswirkungen auf den ökologischen Zustand.

Cabomba caroliniana war bis vor kurzem nur unweit aus dem Abfluss des Warmbades Villach in Kärnten bekannt. Im Jahr 2010 wurde die Art allerdings in einem Schotterteich in Niederösterreich gefunden und zwar in massiven Mengen (Pall et al. 2011). Der bis zu 4 m tiefe Wasserkörper des Sees war nahezu vollständig mit *Cabomba*-Beständen ausgefüllt. Interessanter Weise überdauert die Art hier – entgegen anderslautender Angaben aus der Literatur – regelmäßig die Wintermonate in intakten Beständen unter dem Eis. Die Vorkommen der Art in Österreich werden daher als äußerst bedenklich eingestuft, zumal die *Cabomba caroliniana* in anderen Ländern bereits massive Probleme verursacht.

Für die Zukunft ist zum einen mit einer weiteren Ausbreitung bereits im Gebiet vorhandener Neophyta zu rechnen, da die meisten Arten ihr potentielles Areal noch nicht ausfüllen. Zum anderen ist davon auszugehen, dass immer wieder neue Arten hinzukommen werden, dies insbesondere vor dem Hintergrund einer möglichen Klimaerwärmung. Bevorzugte Ausbreitungswege der aquatischen Neophyta werden vor allem auch unsere Fließgewässer sein.



7.2 Aquatische wirbellose Neozoa

Die Datenlage belegt eindeutig, dass sich besonders in den beiden letzten Jahrzehnten die Entdeckungen neuer, nicht heimischer Tierarten in Österreichs Flüssen und Seen häufen. Nach bisherigen Erkenntnissen sind weniger die natürlichen Ausbreitungstendenzen, sondern die menschlichen Aktivitäten daran Schuld. Der Mensch bewirkt diese Entwicklung durch direktes Handeln (bewusstes Einbürgern, Aussetzen unbequem gewordener „Haustiere“, unbewußtes Transportieren von Neozoen mit Schiffen etc.), aber auch indirekt durch die Veränderungen seiner Umwelt. Dazu zählen Gewässerverschmutzung und technisch-monoton ausgeführter Wasserbau genauso wie die Folgen des Klimawandels. Die Untersuchungen lassen den Schluss zu, dass die zumeist wärmeliebenden Neobiota durch die fortschreitende Erwärmung der Gewässer gute Chancen haben sich zu etablieren bzw. in neue Gebiete vorzudringen.

Auffallend ist, dass benthische Neozoa in der überwiegenden Mehrzahl außerhalb der Alpen verbreitet sind und dass die höchste Neozoa-Dichte im Donautal und dem nördlichen Teil der Ungarischen Tiefebene im Osten, sowie im Rheintal mit dem Bodensee im Westen gefunden wurde (Moog et al. 2007). Nachweise innerhalb der Alpen sind dagegen selten und betreffen vorwiegend die beiden Süßwasserschnecken *Potamopyrgus antipodarum* und *Physella acuta/heterostrophia*. Eine Sonderstellung nimmt die oberösterreichische Traun ein, welche mehreren Neozoa-Arten als Einwanderungsstrecke in die Alpen dient. Die pontokaspischen Amphipoden erreichen in der Traun eine sehr dominante Bestandsentwicklung und stellen eine ernste Konkurrenz für die heimischen Flohkrebse dar. Als mögliche Ursache für das bislang ungewöhnliche Eindringen von Neozoen in ein Donau-Nebengewässer wird der erhöhte Chloridgehalt des Traunwassers angesehen.

Für Österreich sind derzeit etwa 3.200 Arten benthischer Evertabraten bekannt (Fauna Aquatica Austriaca; Moog 2004, 2005). 74 Arten davon sind als Neozoa ausgewiesen. Das entspricht einem durchaus überschaubaren Anteil von 1,8% der Arten. Innerhalb der Pflanzen oder Fische werden weit höhere Neobiota-Anteile berichtet. Dies dürfte wohl eine Folge davon sein, dass mit Ausnahme der Flusskrebse das Makrozoobenthos nicht bewirtschaftet und vermarktet wird.

Allerdings nimmt der Anteil von Makrozoobenthosproben, in denen Neozoa auftreten, kontinuierlich zu und beträgt mittlerweile schon 50%. Von insgesamt 74 wirbellosen Neozoen in Österreich können 7 Arten als invasiv, 14 Arten als potentiell invasiv und 12 Arten als potentiell invasiv bei fortschreitendem Klimawandel angesehen werden (siehe Tabelle 34).

Tabelle 34: Zusammenfassende Darstellung der naturschutzfachlichen Beurteilung

Einstufung	Anzahl der Arten
invasiv	7
potentiell invasiv	14
potentiell invasiv bei fortschreitendem Klimawandel.	12
Neozoa gesamt	74

Innerhalb der invasiven Arten konnten nicht nur unglaubliche Massenvorkommen beobachtet (z. B. Schlickkrebse, Körbchenmuschel, Dreikantmuschel), sondern auch die Verdrängung heimischer Arten durch

Zusammenfassung

etwa Signalkrebse und Höckerflohkrebse belegt werden. Als eine Sonderform invasiver Neozoa wurden jene Arten aufgenommen, die bei fortschreitendem Klimawandel potentiell invasiv werden können. Die Vorkommen dieser kälteempfindlichen Arten sind aktuell stabil (z. B. vereinzelt in Thermalgewässern, Glashäusern etc. vorkommend), zeigen aber in südlichen Ländern Europas bereits eine starke Ausbreitung. Somit besteht die Wahrscheinlichkeit, dass sich diese Neozoa bei weiter ansteigender Klimaerwärmung auch im Freiland etablieren können.

Aus Sicht der Gewässerökologie ist der Appell zu richten, künftig von jedem bewussten Besatz mit gebietsfremden Arten Abstand zu nehmen. Darüber hinaus muss versucht werden, durch eine großflächige Renaturierung degradierter Gewässerstrecken die heimische Fauna im Wettstreit mit den Neobiota zu stärken. Neobiota sind ein internationales Problem, das nur gemeinsam gelöst werden kann. Für ein kleines Binnenland wie Österreich kann es keine sinnvollen „Insellösungen“ geben, allerdings stellen auch kleinste Maßnahmen einen Beitrag zur Beherrschung der Problematik dar.

7.3 Neopisces

Insgesamt wurden bei den Befischungen österreichischer Fließgewässer im Zuge der Gewässerzustandsüberwachung 15 gebietsfremde Fischarten festgestellt. Weitere allochthone Arten werden in der Literatur angeführt, wurden aber bei den hier zugrundeliegenden Befischungsdaten nicht nachgewiesen. Insgesamt konnten in der Zusammenschau der Fachliteratur und der Befischungsdaten 40 gebietsfremde Fischarten aufgelistet werden.

Die meisten dieser Arten wurden durch fischereiliche Nutzung in heimische Gewässer eingebracht oder sind selbstständig über aktive Haupteinwanderungswege wie der Donau oder dem Rhein in das Bundesgebiet eingewandert bzw. wurden unbeabsichtigt eingeschleppt.

Da bei vielen der hier angeführten Neopisces oftmals nur wenige Informationen über ökosystemare Auswirkungen auf die Fischartengemeinschaft sowie andere Biota vorliegen ist es schwierig, die Fischarten einer Invasivitätsstufe zuzuordnen. In dieser Publikation wird eine Art dann als akut invasive Art angesehen, wenn diese so häufig ist, dass eine Verdrängung indigener Arten belegt oder stark anzunehmen ist und/oder Strukturen, Biotope, Standorteigenschaften oder ökosystemare Prozesse langfristig verändert werden. Gerade bei diesen ökosystemaren Prozessen und Auswirkungen einer Art auf andere indigene Arten besteht hoher zukünftiger Forschungsbedarf. Aufgrund einer Experteneinschätzung mit Berücksichtigung der Befischungsdaten wurden an dieser Stelle 6 Arten als „invasiv“ eingeschätzt, weitere 4 wurden als „potentiell invasiv“ eingestuft (siehe Tab. 18).

Die Ausbreitung einer Art ist stark von deren Habitatansprüchen abhängig. So kommen die in der Donau eingeschleppten Grundelarten in teilweise sehr hohen Abundanzen vor, da sie hier im Blockwurf eine ökologische Nische besetzen können, welche von heimischen Fischarten nur vereinzelt angenommen wird. Die Regenbogenforelle, welche aus fischereilichen Gründen in Österreich stark etabliert wurde, nimmt ähnliche Habitate in Anspruch, wie dies heimische Fischarten wie die Bachforelle und die Äsche tun. Es sind dabei auch Verdrängungseffekte nachweisbar und in Untersuchungen bereits belegt worden.

Grundsätzlich muss davon ausgegangen werden, dass weitere Neopisces über die großen Wasserstraßen Donau und Rhein einwandern werden. Dies stellt eine essentielle Gefahr für heimische Fischzönosen dar, vor allem dann, wenn es zu Habitat- oder Futterkonkurrenzen kommt oder zu direktem Prädationsdruck durch Neozoa auf verschiedenste Altersstadien (vom Ei bis zum Adultfisch) heimischer Fischarten.



Der Einfluss der Neopisces auf den ökologischen Zustand ist schwer abzuschätzen. Er unterliegt momentan einer Experteneinschätzung in Bezug auf Wechselwirkung zum autochthonen Bestand (Leitbildarten). Da das Bewertungsschema für das Qualitätselement Fisch dafür konzipiert ist, hydromorphologische Mängel aufzuzeigen, ist eine Abschätzung des Neozoa-Einflusses nur über habitatspezifische Differentialanalysen zwischen Aufnahmen mit und ohne Neozoa möglich. Dies trifft v.A. auf die invasiven Grundeln in der Donau zu. Jedenfalls werden für eine solche Differentialanalyse vergleichbare Standorte ohne ein Vorkommen dieser invasiven Arten benötigt, um einen zulässigen Vergleich und daraus resultierende Schlüsse ziehen zu können zu Standorten mit invasiven Arten.

Prinzipiell muss gefordert werden, einerseits das Risiko des Eindringens allochthoner Arten in heimische Gewässersysteme so gering wie möglich zu halten, andererseits Massnahmen zu finden und zu setzen, um die Verbreitung bestehender allochthoner Arten zu begrenzen sowie diese zurückzudrängen. Weiters ist abzuwarten, inwieweit die in der Wasserrahmenrichtlinie geplante Maßnahmensetzung zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. Potentials heimische Fischarten durch wieder zurückgegebene Habitate in Vorkommen und Konkurrenzfähigkeit gegenüber Neobiota stärkt. So wird z.B. davon ausgegangen, dass eine Verminderung der Blockwurfsicherungen in Donauabschnitten den eingeschleppten Grundelarten Lebensraum entzieht und heimische Fischarten sich besser in natürlichen/naturnahen Habitaten behaupten können.

8 Literatur

8.1 Neophyta

ADLER, W., OSWALD, K. & FISCHER, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich. Ulmer Verlag, Stuttgart und Wien, 1180 pp.

AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (2013a): Der Schlitzblättrige Sonnenhut. <http://www.verwaltung.steiermark.at/cms/beitrag/10787126/74837516/> (zuletzt besucht: 20130614).

AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (2013b): Die Goldrute.- <http://www.verwaltung.steiermark.at/cms/beitrag/10743676/74837516/> (zuletzt besucht: 20130614).

BÖHMER, H.J., HEGER, T. & TREPL, L. (2000): Fallstudien zu gebietsfremden Arten in Deutschland gemäß Beschluss-/Abschnittsnr. V/8 und V/19 der 5. Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Umweltbundesamt II 1.3, 15pp.

BULTEMEIER, B.W. (2008): The Response of Three *Cabomba* Populations to Herbicides and Environmental Parameters: Implications for Taxonomy and Management. Thesis of Master of Science, University of Florida, 80pp.

BUTTENSCHON, R.M. & NIELSEN, C. (2007): Control of *Heracleum mantegazzianum* by grazing. In: PYSEK, P., COCK, M.J.M., NENTWIG, W. & RAVN, H.P. (Eds.) (2007): Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International, Wallingford, 240-254.

CASPER, S. J. & KRAUSCH, H.-D. (1980): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Pteridophyta und Antophyta. 1. Teil. Fischer Verlag (Stuttgart), Bd. 23, 1-404.

CASPER, S. J. & KRAUSCH, H.-D. (1981): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Pteridophyta und Antophyta. 2. Teil. Fischer Verlag (Stuttgart), Bd. 24, 405-942 pp.

CHYTRY, M., PYSEK, P., WILD, J., PINO, J., MASKELL, L.C. & VILA, M (2009): European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. Diversity and Distributions 15, 98-107.

CLEGG, L.M. & GRACE, J. (1974): The distribution of *Heracleum mantegazzianum* (Somm. & Levier) near Edinburgh. Transactions from the Proceedings of the Botanical Society of Edinburgh 42, 233-229.

COOK, C.D.K. & URMI-KÖNIG, K. (1985): A revision of the genus *Elodea* (Hydrocharitaceae). Aquat. Bot. 21, 111-156.

DRESCHER, A. & PROTS, B. (1996): *Impatiens glandulifera* Royle im südöstlichen Alpenvorland – Geschichte, Phytosoziologie und Ökologie. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 126: 145–162.

EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D., EBERSTALLER, J., SCHRAMAYR, G., FISCHER, H. & KRAUS, E. (2008): Ufervegetationspflege unter Berücksichtigung schutzwasserwirtschaftlicher und ökologischer Anforderungen. Wasser Niederösterreich und Lebensministerium (Hrsg.), 115pp.

EHRENDORFER, F. (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Auflage, Stuttgart.

ELAKOVICH, S.D. & WOOTEN, J.W. (1989): Allelopathic potential of sixteen aquatic and wetlands plants. Journal of Aquatic Plant Management 27, 78-84.



- EPPO, 2012: *Myriophyllum heterophyllum* (Haloragaceae). European and Mediterranean Plant Protection Organization. www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/iap_list/Myriophyllum_heterophyllum.htm (zuletzt besucht: 20130515).
- ESSL, F. & RABITSCH, W. (2002): Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt Wien (Hrsg. und Medieninhaber), 432pp.
- ESSL, F. & RABITSCH, W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Lebensministerium (Hrsg. und Medieninhaber), 26pp.
- ESSL, F. & WALTER, J. (2005): Ausgewählte Neophyten. In: Wallner, R.M. (Red.) Aliens. Neobiota in Österreich. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land-, und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 15, 49-100.
- ESSL, F. & WALTER, J. (2002): Ausgewählte neophytische Gefäßpflanzenarten Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Landwirtschaft und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- FISCHER, M.A., ADLER, W. & OSWALD, K. (2005): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 2. Auflage. Linz: Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen.
- FISCHER, M.A., OSWALD, K. & ADLER, W. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 3. Auflage. Land Oberösterreich, OÖ Landesmuseen (Hrsg. und Medieninhaber), Linz, 1392pp.
- FOREST, H.S. (1977): Study of submersed aquatic vascular plants in northern glacial lakes, New York state, USA. Folia Geobot. Phytotax. 12, 329-341.
- GRUNICKE, U. (1996): Populations- und ausbreitungsbiologische Untersuchungen zur Sukzession auf Weinbergsbrachen am Keuperstufenrand des Remstals.-Diss. Bot. 261, 210pp.
- HARTMANN, E. & KONOLD, W. (1995): Späte und Kanadische Goldrute (*Solidago gigantea* et *canadensis*): Ursachen und Problematik ihrer Ausbreitung sowie Möglichkeiten ihrer Zurückdrängung. In: BÖCKER, R., GEBHARDT, H., KONOLD, W., SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, 92-104.
- HARTMANN, E., SCHULDES, H., KÜBLER, R. & KONOLD, W. (1995): Neophyten. Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. Ecomed-Verlag, Landsberg, 301pp.
- HEGI, G. (1981): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. III Angiospermae, Dicotyledones (1). Berlin.
- HEJDA, P., PYSEK, P. & JAROSIK, V. (2009): Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. J. Ecol. 97, 393-403.
- HETZEL, G. (2006): Die Neophyten Oberfrankens – Floristik, Standortcharakteristik, Vergesellschaftung, Verbreitung, Dynamik. Diss. Univ. Würzburg, 156pp+Anhang.
- HÖLL, K. (1970): Wasser-Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie. 5.Auflage. Verlag Walter de Gruyter & Co., Berlin, 515pp.
- HOHLA, M. (2000): Beiträge zur Kenntnis der Flora des Innviertels und des angrenzenden Bayerns. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 9, 251-307.
- HOHLA, M. (2009): *Bromus pumellianus*, *Mimulus ringens* und *Poa bigelovii* – neu für Österreich sowie weitere Beiträge zur Kenntnis der Flora des Innviertels. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 19, 151-175.
- HOHLA, M. (2012): *Glyceria grandis* var. *grandis* (Amerikanisches Schwadengras) – Ein Neuzugang der Flora von Österreich. Flor. Rdbr. 45/46 (2011/12), 48-56.

HOHLA, M., KLEESADL, G. & MELZER, H. (1998): Floristisches von den Bahnanlagen Oberösterreichs. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 6, 139-301.

HOHLA, M., STÖHR, O., BRANDSTÄTTER, G., DANNER, J., DIEWALD, W., ESSL, F., FIEREDER, H., GRIMS, F., HÖGLINGER, F., KLEESADL, G., KRAML, A., LENGELACHNER, F., LUGMAIR, A., NADLER, K., NIKLFELD, H., SCHMALZER, A., SCHRATT-EHENDORFER, L., SCHRÖCK, C., STRAUCH, M. & WITTMANN, H. (2009): Katalog und Rote Liste der Gefäßpflanzen Oberösterreichs. Stapfia 91, 324pp.

HOGSDEN, K.L., SAGER, E.P.S. & HUTCHINSON, T.C. (2007): The Impacts of the Non-native Macrophyte *Cabomba caroliniana* on Littoral Biota of Kaskashabog Lake, Ontario. J. Great Lakes Res. 33, 497-504.

HUSSNER, A., HAESE, U., VAN DE WEYER, K. & KRÖNING, P. (2010): *Cabomba caroliniana* (Cabombaceae) – neu für Deutschland. Florist. Rundbriefe 43, 17-23.

HUSSNER, A. & KRAUSE, T. (2007): Zur Biologie des aquatischen Neophyten *Myriophyllum heterophyllum* Michaux in Düsseldorfer Stadtgewässern. Acta Biologica Benrodis 14, 67-76.

INVASIVE PLANTS WEBSITE VOM 21.01.2006: http://www.na.fs.fed.us/fhp/invasive_plants.

JACOBS, M.J. & MACISAAC, H.J. (2009): Modelling spread of the invasive macrophyte *Cabomba caroliniana*. Freshwater Biology 54, 296-305.

JÄGER, E.J. (1986): *Epilobium ciliatum* Ra f. (*E. adenocaulon* Hauskn.) in Europa. Wiss. Z. Univ. Halle, 122-134.

JAESCH, B. (1992): Blütenstauden als Bienenweide. Gartenpraxis 6, 54-57.

JANAUER, G., AMBERGER, C., BAUMANN, N., ESSL, F., FOLLAK, S., GOLDSCHMID, U., HORNICH, R., KARL, S., KONECNY, R., SUPPAN, U. & VONDRAK, D. (2013): ÖWAV-Merkblätter "Neophyten". Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (Hrsg.), Wien, April 2013.

JANAUER, G. & PALL, K. (1999): Gießgang Greifenstein: Makrophytenvegetation. Forschung im Verbund 53: 1-97.

KEIL, P. (1999): Ökologie der gewässerbegleitenden Agriophyten *Angelica archangelica* ssp. *litoralis*, *Bidens frondosa* und *Rorippa austriaca* im Ruhrgebiet. Diss.Bot.321, 186pp.

KLEINBAUER, I., DULLINGER, S., KLINGENSTEIN, F., MAY, R., NEHRING, S. & ESSL, F. (2010): Ausbreitungspotential ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich. Bundesamt für Naturschutz (Herausgeber), Bonn, BfN-Skripten 275, 74pp.

KÖDER, M., SIPOS, V., ZELTNER, G.H. & KOHLER, A. (1999): *Cabomba caroliniana* Gray – ein Neophyt in ungarischen Gewässern. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), 650-654.

KOHLER, A. (1995): Neophyten in Fließgewässern. Beispiele aus Süddeutschland und dem Elsaß. Schr.-R. f. Vegetationskde. 27, 405-412.

KOHLER, A. & SCHIELE, S. (1985): Veränderungen von Flora und Vegetation in kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) von 1972 bis 1982 unter veränderten Belastungsbedingungen. Arch. Hydrobiol. 103/2, 137-199.

KORNECK, D. & SCHNITTLER, M. (1994): *Glyceria striata* und *Scirpus atrovirens* im Rheinland. Florist. Rundbr. 28, 29-36.

KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Auflage Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 492pp.



- KÜBLER, R. (1995): Versuche zur Regulierung des Riesen-Bärenklaus (*Heracleum mantegazzianum*). In: BÖCKER, R.; GEBHARDT, H.; KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, 83–87.
- LANG, G. (1973): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, Ber. 12, 1-67.
- LACHAVANNE, J.-B. & WATTENHOFER, R. (1975): Evolution du couvert végétale de la Rade de Genève. Saussurea 6, 217-230.
- LANDOLT E., BÄUMLER, B., ERHARDT, A., HEGG, O., KLÖTZLI, F., LÄMMLER, W., NOBIS, M., RUDMANN-MAURER, K., SCHWEINGRUBER, F.H., THEURILLAT, J.-P., URMI, E., VUST, M. & WOHLGEMUTH T. (2010): Flora indicativa. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien, 376pp.
- LAUBER, K. & WAGNER, G. (2001): Flora Helvetica. Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, 1615pp.
- LOHMEYER, W. (1969): Über einige bach- und flussbegleitende nitrophile Stauden und Staudengesellschaften in Westdeutschland und ihre Bedeutung für den Uferschutz. Natur u. Landsch. 44, 271-273.
- LOHMEYER, W. (1971): Über einige Neophyten als Bestandsglieder der bach- und flussbegleitenden nitrophilen Staudenfluren in Westdeutschland. Natur u. Landsch. 46, 166-168.
- LOHMEYER, W. & SUKOPP, H. (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. SchrR. Vegetationskde. 25, 1-185.
- LUDWIG, M.; GEBHARDT, H.; LUDWIG, H. W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.) (2000): Neue Tiere und Pflanzen in der heimischen Natur. BLV (München), 127 pp.
- MACKEY, A.P. (1996): *Cabomba* in Queensland: Pest status review series - land protection branch. Department of Natural Resources and Mines, Queensland, 36pp.
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., SIRCH, R. & VOGT, E. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. Informationsbericht Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 4/86, 210pp.
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K. & VOGT, E. (1988): Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Würth- und Pilsensees sowie des Weißlinger Sees. Informationsbericht Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1/88, 262pp.
- MELZER, A., HARLACHER, R. & VOGT, E. (1987): Verbreitung und Ökologie makrophytischer Wasserpflanzen in fünfzig bayerischen Seen. Berichte der ANL, Beiheft 6, 171pp.
- MELZER, H. (1968): Notizen zur Adventivflora von Kärnten. Carinthia II 158/78: 127–137.
- MELZER, H. (1973): Neues zur Flora von Steiermark, XV. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 103: 119–139.
- MELZER, H. (1976): Neues zur Flora von Steiermark, XVIII. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 106: 147–159.
- MELZER, H. (1986): Notizen zur Flora des Burgenlandes, von Nieder- und Oberösterreich. Verh. Zool.- Bot. Ges. Österreich 124: 81–92.
- MEYER, A.H. & SCHMID, B. (1991): Der Beitrag der Populationsbiologie zum Verständnis biologischer Invasionen. Verh. Ges. Ökol. 21, 285-294.
- MORACOVA, L., PYSEK, P., KRINKE, L., PERGL, J., PERGLOVA, I. & THOMPSON, K. (2007): Seed germination, dispersal and seed bank in *Heracleum mantegazzianum*. In: PYSEK, P., COCK, M.J.M.,

NENTWIG, W. & RAVN, H.P. (Eds) (2007): Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International, Wallingford, 74-91.

MÜNCH, D. (1989): Untersuchungen zur Stickstoffernährung von *Elodea canadensis* Michx. und anderen Süßwasser-Hydrocharitaceae. Diss. Technische Universität München.

NENTWIG, W. (2010): Invasive Arten. Haupt-Verlag, UTB, Bern, 128pp.

NEOFLORA (2013): Internethandbuch zu invasiven gebietsfremden Pflanzen.- Bundesamt für Naturschutz, Institut für Ökologie der TU Berlin und AG Neobiota: www.floraweb.de/neoflora/handbuch.html (zuletzt besucht 20130515).

OBRATOV-PETKOVIC, D., BJEDOV, I., SKOCAJIC, D., DUNISIJEVIC-BOJOVIC, D., DUKIC, M. & GRBIC, M. (2011): *Asteretum laceolati* – New invasive community on wet and riparian habitats. Glasnik Sumarskog Fakulteta Univerzitet u Beogradu 2011/103, 73-92.

OCHSMANN, J. (1996): *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier (Apiaceae) in Deutschland. Untersuchung zur Biologie, Verbreitung, Morphologie und Taxonomie. Feddes Repert. 107, 555-595.

ÖWAV, 2013: ÖWAV-Merkblätter "Neophyten". Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (Hrsg.), Wien, April 2013.

ORF ON Science vom 25.09.2003: <http://science.orf.at/science/news/87585>.

ORGAARD, M. (1991): The genus *Cabomba* (Cabombaceae) – a taxonomic study. Nordic Journal of Botany 11, 179-203.

OTTE, A., ECKSTEIN, L. & THIELE, J. (2007): *Heracleum mantegazzianum* in its primary distribution range of the western greater Caucasus. In: PYSEK, P., COCK, M.J.M., NENTWIG, W. & RAVN, H.P. (Eds) (2007): Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International, 38-48.

PALL, K. (1998): Makrophyten. In: DOKULIL et al., 1998: Erstuntersuchen Hafenbecken Kuchelau. Untersuchung im Auftrag der Stadt Wien, MA45, unveröff. Bericht.

PALL, K. & JANAUER, G. A. (1995): Die Makrophytenvegetation von Flußstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluß-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. Arch. Hydrobiol. Suppl. 101, Large Rivers 9/2, 91-109.

PALL, K. & JANAUER, G. A. (1999): Makrophyteninventar der Donau. Schriftenreihe der Forschung im Verbund 38, 116pp.

PALL, K. & MAYERHOFER, V. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B3 - Makrophyten. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien (Hrsg.), Version A3-01f_MPH, 64pp.

PALL, K. & MAYERHOFER, V. (2013): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A4 - Makrophyten. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien (Hrsg.), Version A4-01g_MPH, 65pp.

PALL, K., MAYERHOFER, V., MAYERHOFER, S. & HOHENEDER, G. (2011): Floristische Neufunde, 104: *Cabomba caroliniana*. Neireichia 6, 369-370.

PALL, K. & MOSER, V. (2009): Austrian Index Macrophytes (AIM-Module 1) for lakes: a Water Framework Directive compliant assessment system for lakes using aquatic macrophytes. Hydrobiologia 633, 83-104.

PALL, K., MOSER, V. & HIPPELI, S. (2003): Makrophytenkartierung Mondsee. Untersuchung im Auftrag der Landesregierung Oberösterreich, unveröff. Bericht, 56pp.



- PALL, K., MOSER, V. & HIPPELI, S. (2004): Makrophytenkartierung Faaker See. Untersuchung im Auftrag des Kärntner Instituts für Seenforschung, unveröff. Bericht, 52pp.
- PALL, K., MOSER, V., MAYERHOFER, S. & TILL, R. (2005): Makrophyten-basierte Typisierung der Seen Österreichs. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, unveröff. Bericht, 62pp.
- PERGLOVA, I., PERGL, J. & PYSEK, P. (2007): Reproductive ecology of *Heracleum mantegazzianum*. In: PYSEK, P., COCK, M.J.M., NENTWIG, W. & RAVN, H.P. (Eds) (2007): Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International, 55-73.
- PILS, G. (1984): Alte und neue Zuwanderer in Oberösterreichs Pflanzenwelt. Öko-L 6/1: 13–18.
- PILS, G. (1999): Die Pflanzenwelt Oberösterreichs. Naturräumliche Grundlagen – Menschlicher Einfluss – Exkursionsvorschläge. Ennsthaler Verlag, Steyr, 304 pp.
- PYSEK, P., 1991: *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic: dynamics of spreading from the historical perspective. Folia Geobot. Phytotax. 26, 439-454.
- PYSEK, P., COCK, M.J.M., NENTWIG, W. & RAVN, H.P. (Eds) (2007): Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International, Wallingford, 324pp.
- PYSEK, P., LAMBDON, P.W., ARIANOUTSOU, M., KÜHN, I., PINO, J. & WINTER, M. (2009): Alien vascular plants of Europe. In: DAISIE, Handbook of alien species in Europe. Springer, Dordrecht, 43-61.
- ROTHMALER, W. [Begr.] (2002): Exkursionsflora von Deutschland, Band 4 Gefäßpflanzen: Kritischer Band.-9. völlig neu bearbeitete Auflage, Spektrum, Akad. Verlag, Berlin, 948pp.
- SALISBURY, E.J. (1961): Weeds and aliens. London, Collins, New Naturalist, 384pp.
- SCHMIDT, W., HEINRICHS, S., WECKESSER, M., EBRECHT, L. & LAMBERTZ, B. (2008): Neophyten in Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 9, 405-434.
- SCHOOLER, S., JULIEN, M. & WALSH, G.C. (2006): Predicting the response of *Cabomba caroliniana* populations to biological control agent damage. Australian Journal of Entomology 45, 327-330.
- SCHUH, T. (2011): Neophyten – Nicheinheimische Pflanzenarten auf Bahnanlagen. ÖBB-Infrastruktur, Umweltbundesamt, Wien (Hrsg.), 63pp.
- SCHULTZ, R. & DIBBLE, E., (2012): Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. -Hydrobiologia 684, 1-14.
- SUKOPP, H. (1995): Neophytie und Neophytismus. In: BÖCKER, R.; GEBHARDT, H.; KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, 1-32.
- THIELE, J., OTTE, A. & ECKSTEIN, R.L. (2007): Ecological needs, habitat preferences and plant communities invaded by *Heracleum mantegazzianum*. In: Pysek, P., Cock, M.J.M., Nentwig, W. & Ravn, H.P. (Eds) (2007): Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International, Wallingford, 126-143.
- TRAXLER, G. (1976): Floristische Neuigkeiten aus dem Burgenland (X). Burgenl. Heimatbl. 38: 49–61.
- TRAXLER, G. (1984): Neue Beiträge zur Flora des Burgenlandes. Burgenl. Heimatbl. 46: 15–28.
- UMWELTINSTITUT VORARLBERG (2012): Gebietsfremde Pflanzen an Fließgewässern. Amt der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz (Hrsg.), 10pp.

- VAN DER VLUGT, P.J. (1994a): *Cabomba caroliniana*. Het Aquarium 64, 227-230.
- VAN DER VLUGT, P.J. (1994b): Turionen bei *Cabomba caroliniana* A. Gray var. *caroliniana*. Aqua-Planta 1-94, 31-32.
- VON DER LIPPE, M. & KOWARIK, I. (2008): Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. Conservation Biology 21, 986-996.
- WALKER, A.O. (1912): The distribution of *Elodea canadensis* Michaux in the British Isles in 1909. Proc. Linn. Soc. Lond. 124, 71-77.
- WALLNER, R.M. [Red.] (2005): Aliens. Neobiota in Österreich. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land-, und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 15, Böhlau Verlag, Wien, Köln, Weimar, 283pp.
- WALSER, B (1995): Praktische Umsetzung der Knöterichbekämpfung. In: BÖCKER, R, GEBHARDT, H., KONOLD, W. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, 161-172.
- WEBER, E. & SCHMID, B. (1998): Latitudinal population differentiation in two species *Solidago* (Asteraceae) introduced into Europe.-American Journal of Botany 85, 1110-1121.
- WERNER, P.A., BRADBURY, J.K., GROSS, R.S. (1980): The biology of Canadian weeds. 45. *Solidago canadensis* L.. Can. J. Plant. Sci. 60, 201-212.
- WILSON, C.E., DARBYSHIRE, S.J., & JONES, R. (2007): The biology of invasive alien plants in Canada. *Cabomba caroliniana* A. Gray. Canadian Journal of Plant Science 87, 615-638.
- WITTIG, R. (1991): Ökologie der Großstadtflora. Fischer-Verlag, Stuttgart, 261pp.
- WITTMANN, H. & PILSL, P. (1997): Beiträge zur Flora des Bundeslandes Salzburg II. Linzer biol. Beitr. 29/1: 385–506.
- WOLFF, P. (1980): Die *Hydrilleae* (*Hydrocharitaceae*) in Europa.-Göttinger Flor. Rundbriefe 14, 33-56.



8.2 Aquatische wirbellose Neozoa

AESCHT, E., AUBRECHT, G. & F. GUSENLEITNER (1995): Einwanderer – Neue Tierarten erobern Österreich.- Stapfia 37: 275 pp.

ANEBO – Aquatische Neozoen im Bodensee: www.neozoen-bodensee.de

AISTLEITNER E., G. FRIEBE, M. SCHMID, R. WERNER (1999): Vorarlberger Naturschau - forschen und entdecken; Band 7.

ALBRECHT, H. (1983): Besiedlungsgeschichte und ursprüngliche holozäne Verbreitung der europäischen Flusskrebse. - Spixiana 6: 61 - 77.

ANDERSON R. (2005): An annotated list of non-marine mollusca of Britain and Ireland. – Journal of conchology, 38 (6): 607–637.

AUINGER B.M. & R.A. PATZNER (2006): Der Wallersee und seine Wassermollusken Nachr. bl. erste Vorarlb. malak. Ges. 14: 20-39.

AUGUSTIN, H., O. MOOG, A. UNTERWEGER & W. WIENER (1987): Gütebild der Linzer Stadtgewässer.- Naturkundl. Jahrb. Stadt Linz 31/32: 149-363.

BERAN L., GLÖER P.(2006): *Gyraulus chinensis* (Dunker, 1848) – a new greenhouse species for the Czech Republic (Gastropoda: Planorbidae). – Malacologica Bohemoslovaca 5: 25–28.

BOETTGER, C. R. (1951): Die Herkunft und Verwandtschaftsbeziehungen der Wasserschnecke *Potamopyrgus jenkinsi* E. A. Smith, nebst einer Angabe über ihr Auftreten im Mediterrangebiet.- Arch. Moll. 80(L/3):57-84.

BOYCOTT, AE. (1919): Parthenogenesis in *Paludetrina jenkinsi*. Journal of Conchology, 16, 54.

BRANDES D. (2000): Neophyten in Deutschland – Ihre standörtliche Einnischung und die Bedrohung der indigenen Flora. In: Mayr C., Kiefer A. (Red.): was macht der Halsbandsittich in der Thujahecke? Zur Problematik von Neophyten und Neozoen und ihrer Bedeutung für den Erhalt der Biologischen Vielfalt. Tagungsband.

CARASU, S., E. DOBVREANU & C. MANOLACHE (1955): Amphipoda.- Fauna Republicii Populare Romine – Crustacea ; Vol. IV, Fasc. 4: 407 pp.

ČEJKA, T., DVOŘÁK, L., HORSÁK, M., ŠTEFFEK, J. (2007): Checklist of the Molluscs (Mollusca) of the Slovak Republic. *Folia Malacol.* 15(2):49-58

Der Gersbach und seine Zubringer (Stadt Salzburg); Linzer biol. Beitr. 31/2; 719-729.

DEUTSCH, I., KIENASBERGER, E., ROTTER, D., STELZER, D., UHL, M., & E. WEIGAND (1996): Verteilung und Koexistenz der Unionidae im Hauptarm des Donau-Augebietes bei Regelsbrunn (Niederösterreich); Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 133; 235-250.

DEVIN, S., BOLLACH, L., NOEL, P.-Y. & V. BEISEL (2005): Patterns of biological invasions in French freshwater systems by non-indigenous macroinvertebrates.- Hydrobiologia 551: 137-146.

DORNINGER, C., HÖNLINGER, M., WITTMANN, K.J. (1994): Gibt es eine indigene Gastropodenfauna hart verbauter Gewässer? Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum 8; 45-53.

- DUDICH, E (1967): Systematisches Verzeichnis der Tierwelt der Donau mit einer zusammenfassenden Erläuterung. In: Liepolt R (ed) Limnologie der Donau, Vol. 3. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart: 4-69.
- DUSSARD, G. B. J. (1977): The Ecology of *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith) in North West England, with a note on *Marstoniopsis scholtzi* (Schmidt).- J. Moll. Stud. 43:208-216.
- EDER, E. & W. HÖDL (1998): Flusskrebse Österreichs . Stapfia 58. Zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums N.F. 137; 284pp.
- EDER, E. (2002): Krebstiere: Flusskrebse (Crustacea: Decapoda: Astacidae Und Cambaridae).- In: Essl, F. & Rabitsch, W.: Neobiota In Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 287-291.
- EDER, E. (2005): Flusskrebse in: Wallner, R. (2005): Aliens – Neobiota in Österreich.- Böhlau Vlg., Wien-Köln-Weimar: 149-156.
- EDLINGER, K. & W. DAUBAL (2000): Ein Fund der ostasiatischen Chinesischen Flußperlmuschel *Sinanodonta woodiana* (LEA 1834) in Österreich. Club Conchylia Inf. 32(4/6): 51–53.
- EFSA PANEL ON PLANT HEALTH (2012): Scientific Opinion on the evaluation of the pest risk analysis on *Pomacea insularum*, the island apple snail, prepared by the Spanish Ministry of Environment and Rural and Marine Affairs. *EFSA Journal* 10(1):2552. 57 pp.
- EHRMANN, P. (1933): Weichtiere, Mollusca (Reprint 1956). In, P. Brohmer, P. Ehrmann & G. Ulmer, Die Tierwelt Mitteleuropas, Bd. N/1.- 264 S., Verl. Quelle & Meyer: Leipzig.Essl , F. & W. Rabitsch (2002): Neobiota in Österreich, Umweltbundesamt, Wien : 432 pp.
- ESSL, F. & RABITSCH, W. (2005): Neobiota in Österreich. In: Wallner, R.M. (Red.) *Aliens. Neobiota in Österreich*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land-, und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 15, 28-47.
- FALKNER G. (1990): Binnenmollusken. In: FECHTER, R. & FALKNER, G. (Hrsg.): Weichtiere. Steinbachs Naturführer, Mosaik Verl., München, 112–280.
- FISCHER, W. & P. SCHULTZ (1999): Erstnachweis von *Corbicula cf. fluminea* (. F. M. Müller 1774) (Mollusca: Bivalvia: Corbiculidae) aus Österreich, sowie ein Nachweis von lebenden *Microcolpia daudebartii acicularis* (Ferussac 1821) (Mollusca: Gastropoda: Melanopsidae) aus Bad Deutsch-Altenburg (NÖ. Österreich).- Club Conchylia Inf. 31 (3/4): 23-26.
- FISCHER, W, REISCHÜTZ, A. & P.L. REISCHÜTZ (2002): Die Perschling ein Juwel in einer eintönigen Kulturlandschaft (Niederösterreich).(Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Niederösterreichs, 19); Club Conchylia Informationen 33 (4/6); 9-14.
- FRANK, C. (1985a): Drei neue Fundorte von *Potamopyrgus jenkinsi* (E. A. SMITH) in Österreich (Prosobranchia: Hydrobiidae).- *Heidia* 1(2):67 - 70.
- FRANK, C. (1985b): Zur Expansion von *Potamopyrgus jenkinsi* (E. A. SMITH).- *Heidia* 1(3):107-108.
- FRANK, C. (1988): Die Mollusken der österreichischen Donau, der Auegebiete und der angrenzenden Biotope von Linz bis Melk; Linzer biol. Beitr. 20/1; 313-400.
- FRANK, C. (1988): Zur Expansion von *Potamopyrgus jenkinsi* (E. A. SMITH) (Prosobranchia: Hydrobiidae). 3. Neun weitere Standorte aus Ober- und Niederösterreich.- *Ann. naturhist. Mus. Wien* 90B:171-173.
- FRANK, C. (1990): Zur Expansion von *Potamopyrgus jenkinsi* (E. A. SMITH) (Prosobranchia: Hydrobiidae). 4. Zwölf weitere Fundorte im österreichischen Donaauraum.- *Arch. Hydrobiol.* 84:99-100.



- FRANK, C. (1995): Die Weichtiere (Mollusca): Über Rückwanderer, Einwanderer, Verschleppte; expansive und regressive Areale.- Stapfia 37, zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums N. F. 84 (1995), 17-54.
- FRETTER, V. & GRAHAM, A., (1962): British Prosobranch Molluscs: Their Functional Anatomy And Ecology. London: Ray Society.
- FÜREDER, L. (2002): Flusskrebse in Tirol – Vorkommen, Verbreitung, ökologische Bedeutung und Schutzmaßnahmen. Reihe Natur in Tirol, Band 10, Amt der Tiroler Landesregierung: 1 - 130.
- FÜREDER, L. & R. HANEL (2000): Flusskrebse in Gewässern Nord- und Osttirols: Verbreitung, ökologische Bedeutung und Schutzmaßnahmen. – Ber. nat.-med. Verein Innsbruck 87: 221 - 241
- FÜREDER, L. & Y. MACHINO (1995): Record of the White-clawed Crayfish *Austropotamobius pallipes* (LEREBOULLET 1858) from Plansee (Tyrol, Austria). – Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, 82: 241- 246.
- FÜREDER, L. & Y. MACHINO (1996): Das letzte natürliche Vorkommen des Steinkrebse *Austropotamobius torrentium* (SCHRANK 1803) in Tirol. – Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, 83: 211 - 219.
- FÜREDER, L. & Y. MACHINO (1998): Historische und rezente Flusskrebsvorkommen in Tirol, Südtirol und Vorarlberg. In: Flusskrebse Österreichs Eder, E. & W. Hödl (Hrsg.), Stapfia 58: 77 - 88.
- FÜREDER, L. & M. PÖCKL (2007): Ecological traits of aquatic NIS invading Austrian freshwaters in: Gherardi, F.: Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats. Springer Vlg.: 233-258.
- FÜREDER, L. (Ed.), (2008): Flusskrebse. Biologie - Ökologie - Gefährdung 2008 Veröffentlichungen des Naturmuseums Südtirol 6. Folio Verlag, 128 pp. ISBN 3-85256-406-9.
- FISCHER W. (2008): Beiträge zur Kenntnis der österreichischen Molluskenfauna XIV. Die Molluskenfauna der Neuen Donau in Wien.- Nachr. bl. Erste Vorarlberger Malak. Ges. 15: 65-67.
- FISCHER, W. (2004): Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Österreichs VIII. Zur Verbreitung von *Corbicula fluminea* (O.F. MÜLLER 1774) (Mollusca: Bivalvia) und *Microcolpia daubartii acicularis* (FERUSSAC 1821) (Mollusca: Gastropoda) im Donaugebiet in Niederösterreich sowie Bemerkungen zu *Unio* und *Pseudanodonta* (Mollusca: Bivalvia). - Nachr. bl. Erste Vorarlberger Malak. Ges. 12: 15-18.
- FISCHER, W. & P. SCHULTZ (1999): Erstnachweis von *Corbicula* cf. *fluminea* (O.F. MÜLLER 1774) (Mollusca: Bivalvia: Corbiculidae) aus Österreich, sowie ein Nachweis von lebenden *Microcolpia daubartii acicularis* (FERUSSAC 1821) (Mollusca: Gastropoda: Melanopsidae) aus Bad Deutsch-Altenburg (NÖ, Österreich) - Club Conchylia
- FISCHER, W. & A. REISCHÜTZ (2008): Beiträge zur Kenntnis der österreichischen Molluskenfauna XI. Die Molluskenfauna der Umgebung von Markthof sowie des Stempfelbaches (Marchfeld, NÖ).- Nachr.bl. erste Vorarlb. malak. Ges. 15:43-47, Rankweil.
- GAVIRIA, S.(2002): Krebstiere: Wasserflöhe & Ruderfußkrebse (Crustacea: Cladocera Und Copepoda)).- In: Essl, F. & Rabitsch, W.: Neobiota In Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 263-268.
- GLÖER, P. (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas – Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. Die Tierwelt Deutschlands, 73. Teil. Conch Books, Hackenheim, 327 pp.
- GLÖER, P., MEIER-BROOK, C. & O. OSTERMANN (1992): Süßwassermollusken. - DJN (Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung), Hamburg, 10. überarbeitete und erweiterte Aufl., 111 S.
- GLÖER, P. & C. MEIER-BROOK (2003): Süßwassermollusken. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg, 134 pp.

GRAF, W., A. BLOCH & O. MOOG (2005): Vergleichsstudie March im Abschnitt Marchegg (Fluss km 15,00-25,00) - Teilbereich Makrozoobenthos. Endbericht i.A. des Umweltbundesamtes.

GRAF, W.; HARTMANN, A.; LEITNER, P. (2011): Auswirkungen anthropogen veränderter Uferhabitate auf die makrozoobenthische Fauna der March und Donau unter besonderer Berücksichtigung der Neozoa. In: Wiss. Mitt. Niederöstr. Landesmuseum (Hrsg.) 22, 203-218, St. Pölten 2011.

GRUBER, R. (2006): Verbreitungstendenz von Flusskrebsarten im Westen Niederösterreichs und Migrationsabschätzung für *Pacifastacus leniusculus* am Gröbnerbach.- Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur: 158pp.

GUMPINGER, C., C. RATSCHAN, M. SCHAUER, J. WANZENBÖCK & G. ZAUNER (2012): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Bericht über die Projektjahre 2010 und 2011.- Im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung, Abt. Naturschutz, Abt. Oberflächengewässerrwirtschaft, Abt. Land- und Forstwirtschaft, Oö. Umweltschutz, Oö. Naturschutzbund und Landesfischereiverband Oö.: 102 pp

HACKER, R. & HERZIG, A. (1970): Erstes Auftreten der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* PALLAS im Neusiedlersee. - Anz. Österr. Akad. d. Wiss., mathem.-naturw. Kl., 15: 265-267. -Wien.

HADL, G., O. MOOG, G. MÜLLER & A. MÜLLER-JANTSCH (1978): Zum Auftreten der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* PALLAS im salzburger und oberösterreichischen Salzkammergut.- Österreichs Fischerei 31, 8/9: 163-165.

HAFNER W., HONSIG-ERLENBURG, W. & P. MILDNER (1986): Faunistischer Bericht über die Thermen in Warmbad Villach. *Carinthia II*. 176(96):231-239.

HAGER J. (1996): Edelkrebse Biologie - Zucht – Bewirtschaftung.- Leopold Stocker Verlag (ISBN 3-7020-0751-2).

HALLGASS A., VANNOZZI, A. (2010): Molluschi continentali alloctoni: dati ed ipotesi sull'introduzione in Italia dal Neolitico ad oggi. Atti del I Convegno del Forum Natura Mediterraneo. Selva di Paliano. Italy. 17 pp.

HANSELMANN, A.J. (2010): Katamysis Warpachowskyi Sars, 1877 (Crustacea, Mysida) Invaded Lake Constance. Aquatic Invasions 5, Supplement 1: S31-S 34.

HANSELMANN, A.J. (2011): Räumliche Und Zeitliche Muster Der Besiedlung Des Bodensees Mit Neozoen Des Makrozoobenthos – Eine Übersicht. *Lauterbornia* 72: 131-148.

HANSELMANN, A.J. & GERGS, R. (2008): First record of *Crangonyx pseudogracilis* Bousfield 1958 (Amphipoda, Crustacea) in Lake Constance. *Lauterbornia* 62: 21-25.

HANSELMANN, A.J., R. GERGS & K. ROTHHAUPT (2011): Seasonal shifts in the life cycle of the pontocaspian invader *Limnomysis benedeni* (Crustacea: Mysida): a physiological adaptation? *Hydrobiologia* (2011) 673: 193-204.

HANSELMANN, A. J. (2011): Bodenlebende Wirbellose am „Grünen Damm“ (Vorarlberger Ufer, Bodensee).- Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg, Band 61: 20pp. ISBN 978-3-902290-11-3.

HAUER, W. (2009): Schwebegarnelen im Traunsee.- Österreichs Fischerei 62: 100-101.

HORSÁK M., DVOŘÁK L. & L. JUŘÍČKOVÁ (2004): Greenhouse gastropods of the Czech Republic: current stage of research. *Malacological Newsletter* 22:141-147.

HUMPESCH, U. H. & O. MOOG (1994): Flora und Fauna der österreichischen Donau.- *Limnologie aktuell* 2: 81-107.



- HUMPESCH U. & C. FESL (2005): Biodiversity of Macrozoobenthos in a large river, the Austrian Danube, including quantitative studies in a free flowing stretch below, a short review; *Freshwater Forum* 24; 3-23.
- HUTTER, G., A. NIEDERSTÄTTER & A. LUNARDON (2001): Vorkommen und Verbreitung von Flusskrebsen in Vorarlberg.- *Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg*, Band 52: 27pp.
- JAECKEL, S. G. A. (1962): Ergänzungen Und Berichtigungen Zum Rezenten Und Quartären Vorkommen Der Mitteleuropäischen Mollusken. In: P. Brohmer, P. Ehrmann & G. Ulmer, *Die Tierwelt Mitteleuropas* 2.- S. 25-294, Quelle & Meyer: Leipzig.
- JÄHNIG, S., P. HAASE & D. HERING (2010): KLIWA - Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung.- Kooperationsvorhaben KLIWA: "Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft": 103 pp.
- JANECEK, B. F. U. & O. MOOG (1994): Origin and composition of the benthic invertebrate riprap fauna of impounded rivers.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1624-1630.
- KASBAUER G. & D. SCHRATTER (2009): Jahresbericht 2009. Schönbrunner Tiergarten GesmbH. Wien. 61 pp.
- KLAUSNITZER, B. U. & R. RAUCH (1996): Ein Fundort der Neuseeländischen Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* (Gray 1843) in Nordtirol (Gastropoda: Prosobranchia: Hydrobiidae).- *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft*, 4: 9-11.
- KLEE, O. (1971): Die Größte Kläranlage Im Bodensee: Eine Muschel. *Mikrokosmos* 60. Jg., Heft 5: 129-132.
- KOFLER A. (1986): Zweiter Nachtrag zur Faunistik der Weichtiere Osttirols (Mollusca); *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck*, Bd 73; 71-86.
- KOFLER, A. & P. MILDNER (2004): Dritter Nachtrag zur Molluskenfauna Osttirols (Mollusca: Gastropoda, Bivalvia).- *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck* Band 91 S. 129 - 155 Innsbruck.
- KONECNY, R., SCHABUSSOVA, I. & H. SATTMANN (2002): „Helminthen“ - Neozoen der Fische Österreichs. In: Essl, F. & Rabitsch, W. (Hrsg.): *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt. Wien: 221 - 224.
- Königseeache (Bundesland Salzburg). - Ein Beitrag zur Wassermolluskenkartierung im Tennengau; *Linzer biol. Beitr.* 31/2; 739-745.
- KORTE, T. & M. SOMMERHÄUSER (2011): Auswirkungen des Klimawandels auf die Lebensgemeinschaften in großen Flüssen. Untersuchung zur Verbreitung von wärmeliebenden Neozoen und deren Einfluss auf die Bewertung nach EH-Wasserrahmenrichtlinie. Emschergenossenschaft/Lippeverband. Dynaklim-Publikation Nr. 13. Online unter: http://dynaklim.ahu.de/dynaklim/dms/templating-kit/themes/dynaklim/pdf/publikationen/Publikationen/dynaklim_Publikation_13_Okt_2011_Auswirkungen-d-KW-a-d-Lebensgemeinschaften-i-gr-Fluessen/Nr.%2013%20Oktober%202011%20Auswirkungen%20des%20Klimawandels%20auf%20die%20Lebensgemeinschaften%20in%20großen%20Flüssen.pdf (letzter Zugriff am 25.02.2012).
- KOWARIK I. (2010): Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Mit Beiträgen von Wolfgang Rabitsch, 2. wesentlich erweiterte Auflage, Eugen Ulmer Verlag, 2010, S.365f.
- LEISS A., P.A. REISCHÜTZ (1996): Ein Beitrag zur Kenntniss der Molluskenfauna der Gewächshäuser in Wien und Niederösterreich; *Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum* 9; 173-184.
- LIEPOLT, R. (1965–67): *Limnologie der Donau*. Lieferung 1-4. Schweitzerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 648 pp.

- LIŠKA, I. WAGNER, F. & J. SLOBODNÍK (Eds.) (2008): Joint Danube Survey. Final Scientific Report; ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, 242 pp.
- LIVSHITS G. & L. FISHELSON (1983): Biology and reproduction of the freshwater snail *Melanooides tuberculata* (Gastropoda: Prosobranchia) in Israel. *Israel Journal of Zoology* 32:21-35.
- MASTRANTUONO, L., LIVRETTI, F. & T. MANCINELLI (2011): Short note on an alien Planorbella (Gastropoda: Pulmonata) in volcanic lakes in Central Italy. *Aquatic Invasion* 6, Supplement 1: 125-128.
- MATULLA, C. (2009): Das Klima der nächsten 100 Jahre. *Alpine Space* 6: 165-180.
- MILDNER P. (1973): Zur Molluskenfauna der Thermen in Warmbad Villach, Kärnten. *Carinthia II.* 163 (83):479-487.
- MILDNER, P. (1997): Die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* (GRAY, 1843) in Kärnten; *Carinthia II*, 187/107; 21-23.
- MILDNER, P. (1998): Über das Auftreten von zwei Wasserschnecken *Physa fontinalis* (Linné, 1758) und *Physella heterostropha* (Say, 1817) (Gastropoda, Basommatophora, Physidae), in Kärnten. *Carinthia II* 188./108.: 263–237.
- MILDNER, P. & M. M. TAURER (2003): Beitrag zur Verbreitung von *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) in Kärnten (Mollusca: Bivalvia: Dreissenidae). *Jahrbuch des Landesmuseums Kärnten* 2002. 413-416.
- MOOG, O. (HRSG.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. BMLF, Wien.
- MOOG, O. (ED.) (2004): Fauna Aquatica Austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Teil V – Ergänzungen 2003.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt & Wasserwirtschaft, Wien. ISBN; (3-85 174-044-0).
- MOOG, O. (2005): Aktuelle Erweiterungen des Kataloges zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs (Die Fauna Aquatica Austriaca 2002).- Linzer biol. Beitr.- Verh. XVIII. SIEEC, Linz 2003.
- MOOG, O., JAGSCH, A. (1980): Zur Erforschungsgeschichte und limnologischen Situation der Salzburger Flachgausen - Wallersee, Mattsee, Obertrumersee und Grabensee.
- MOOG, O., NESEMANN, H., OFENBÖCK, T., STUNDNER, K. (1993): Die Situation der Flußperlmuschel in Österreich.. Schriftenreihe der Bristol-Stiftung, Ruth und Herbert Uhl-Forschungsstelle für Natur- und Umweltschutz, Liechtenstein, Heft 3, 240 pp.
- MOOG, O., M. KONAR & U. H. HUMPECH (1994): The macrozoobenthos of the River Danube in Austria.- *Lauterbornia* 15: 25-52.
- MOOG, O., HUMPECH, H. & M. KONAR (1995): The distribution of benthic invertebrates along the Austrian stretch of the River Danube and its relevance as an indicator of zoogeographic and water quality patterns.- *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 101, 2: 121-213.
- MOOG, O., NESEMANN, H., ZITEK, A. & A. MELCHER (1999): Erstnachweis der Süßwassergarnele *Atyaephyra desmaresti* (Millet 1831) (Decapoda) in Österreich. *Lauterbornia*, 35, 67-70, Dinkelscherben.
- MOOG, O., BRUNNER, S., HUMPECH, H. & A. SCHMIDT-KLOIBER (2000): The distribution of benthic invertebrates along the Austrian stretch of the River Danube and its relevance as an indicator of zoogeographical and water quality patterns - Part 2.- Large Rivers Vol. 11, No. 4, *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 115/4: 473-509.



- MOOG, O., GRAF, W., BLOCH, A. (2005): March – Arbeitspaket Makrozoobenthos Endbericht; 1-56.
- MOOG, O., GRAF, W., OFENBÖCK, T. & SCHMIDT-KLOIBER, A. (2007): Benthische Neozoa in österreichischen Fließgewässern. , Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Abstract; Suppl. 17, 156-157; ISBN: 978-3-7030-0428-5.
- MOOG, O., GRAF, W., OFENBÖCK T. (2008): Benthic invertebrate neozoa in Austrian rivers. In: Rabitsch, W., Essl, F., Klingenstein, F. (Eds.), Neobiota 7, 131-138; ISBN ISSN 1619-000
- MOOG, O., W. GRAF, T. OFENBÖCK & A. SCHMIDT-KLOIBER (2008): Benthische Neozoa in österreichischen Fließgewässern.- Mitt. Dtsch. Ges. allg. Ent. 16.
- NEHRING, S. (2011): Neozoa (Makrozoobenthos) in den deutschen Gewässern - Eine Einführung. - AeT umweltplanung Koblenz, <http://www.neozoa.de>
- NESEMANN, H., PÖCKL, M. & WITTMANN, K. (1995): Distribution of epigean Malacostraca in the middle and upper Danube (Hungary, Austria, Germany). Misc. Zoolog. Hung. 10: 49–68.
- MOOG, O. & C. WIESNER (2010): Meeresgrundel, Körbchenmuschel, Schwebgarnele und Co. – gebietsfremde Fische und Bodentiere in Österreichs Flüssen und Seen.- Aliens: Neobiota und Klimawandel – Eine verhängnisvolle Affäre? Katalog des Landesmuseums Niederösterreich / Neue Folge Nr. 485: 71-80.
- MÜLLER, E.-D. & G. FALKNER (1984): *Potamopyrgus jenkinsi* (E. A. Smith) In Bayern (Prosobranchia: Hydrobiidae).- Heidia L(L):22-24.
- PATZNER R.A. (1996): Die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* (GRAY 1843) im Bundesland Salzburg; Linzer biol. Beitr. 28/2; 1153-1159.
- PATZNER R.A. (1996): Zoologische Kartierung im Bundesland Salzburg: Wasserschnecken und Muscheln. Jahrbuch der Univ. Salzburg 1993-1995, pp. 281-289. Verlag R. Kovar, München.
- PATZNER R. A. (1997): *Gyraulus parvus* (SAY 1817) in the country of Salzburg (Austria). - Heldia 4 (5): 151
- PATZNER, R. A. (2001): Kartierung von Flusskrebse im Bundesland Salzburg.- Sauteria, S 223-231, Salzburg.
- PATZNER R.A.(2003): Flusskrebse und Großmuscheln. im Bundesland Salzburg. Universität Salzburg, Oktober 2003: 76 pp.
- PATZNER R.A. (2006): Wasserschnecken und Muscheln im Bundesland Salzburg, Arten, Verbreitung und Rote-Liste-Status. Mitt. Haus der Natur 17:64-75.
- PATZNER R.A., R. HOFRIEDER, R. GLECHNER & B. LOIDL (1992): Das Vorkommen der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* in den Salzburger Alpenvorlandseen. Österr. Fischerei 45: 158-163.
- PATZNER, R.A. (1995): Wasserschnecken und Muscheln im Bundesland Salzburg-Stand zu Beginn einer landesweiten Kartierung. – Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft 3: 12-29.
- PATZNER, R. A. & C. SZEDIARIK (1996): Zur Verbreitung von *Physella heterostropha* (SAY 1817) im Bundesland Salzburg (Österreich). Malakol. Abhandl. 18:133 -140.
- PAUNOVIC, M., MILJANOVIC, B., SIMIC, V., CAKIC, P., DJIKANOVIC, V., JAKOVCEV-TODOROVIC, D., STOJANOVIC, B. & A. VELJKOVIC (2005): Distribution of non-indigenous tubificid worm *Branchiura sowerbyi* (Beddard, 1892) in Serbia. Biotechnology & Biotechnological Equipment 3: 91–97.

- PAUNOVIC, M., CSÁNYI, B., SIMIC, V., STOJANOVIC, B. P. & P. CAKIC (2006): Distribution of *Anodonta* (*Sinanodonta*) *woodiana* (Rea, 1834) in inland waters of Serbia. *Aquatic Invasions* 1: 154–160, doi:10.3391/ai.2006.1.3.10
- PAUNOVIC, M., CSANYI, B., KNEZEVIC, S., SIMIC, V., NENADIC, D., JAKOVCEV-TODOROVIC, D., STOJANOVIC, B. & P. CAKIC (2007): Distribution of Asian clams *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) and *C. fluminalis* (Müller, 1774) in Serbia. *Aquatic Invasions* 2: 99–106, doi:10.3391/ ai.2007.2.2.3.
- PAUNOVIC, M., BORKOVIC, S., PAVLOVIC, S., SAICIC, Z. & P. CAKIC (2008): Results of the 2006 Sava survey – aquatic macroinvertebrates. *Archives of Biological Sciences* 60 (2): 265–270, doi:10.2298/ABS0802265P.
- PAVLOVIĆ, S.Z., MILOŠEVIĆ, S.M., BORKOVIĆ, S.B., SIMIĆ, V.M., PAUNOVIĆ, M.M., ŽIKIĆ, R.V., SAIČIĆ, Z.S. (2006): A report of *Orconectes* (*Faxonius*) *limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Astacidea: Cambaridae: Orconectes: Subgenus *Faxonius*] in the River Danube. *Biotechnology and Biotechnological Equipment* 1: 53–56.
- PEKNY, R. & M. PÖCKL (2000): Flusskrebse und Süßwassergarnelen (Decapoda, Mysidacea). 1. Fassung 1999.-in: Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs, Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, S 34-76, St. Pölten.
- PEKNY, R. & M. PÖCKL (2000): Rote Liste NÖ Flusskrebse und Süßwassergarnelen, Amt d. NÖ-Landesregierung Abt. Naturschutz, ISBN 3-901542-17-5: 76pp.
- PETUTSCHNIG, J. (2001): Flusskrebse in Kärnten. Arge Naturschutz, Klagenfurt, 31pp.
- PETUTSCHNIG, J. (2009): Rote Liste der Flusskrebse (Dekapoda) in Österreich.-Grüne Reihe 14/3: 25-40.
- PETUTSCHNIG, J., HONSIG-ERLENBURG, W. & R. PEKNY (2008): Zum Aktuellen Flusskrebse- Und Fischvorkommen Des Warmbaches in Villach.-Carinthia II 198./118. Jahrgang: 95–102, Klagenfurt.
- PETZ-GLECHNER, R. & R. SCHECK (2004): Erstnachweis der Chinesischen Wollhandkrabbe *Eriocheirs sinensis* im Bundesland Salzburg. *Österr. Fischerei* 57:223.
- PÖCKL, M. (1998): Verbreitung und Ökologie in Österreich vorkommender Flusskrebse.- in: Eder, E. & W. Hödl (1998): Flusskrebse Österreichs . *Stapfia* 58. Zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums N.F. 137; 284pp: 119-130.
- PÖCKL, M. (2002): Krebstiere: Flohkrebse (Crustacea: Amphipoda: Corophiidae and Gammaridae). In Essl, F. and Rabitsch, W. (eds) *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt Wien: 273-284
- PÖCKL, M. & W. RABITSCH (2002): Ausgewählte aquatische Neozoen (Cnidaria, Plathelminthes, Kamptozoa, Annelida, Isopoda). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (Hrsg.) *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 228-239.
- PÖCKL, M., GRABOWSKI, M., GRABOWSKA, J., BACELA-SPYCHALSKA, K. & K.J. WITTMANN (2011): Large European rivers as biological invasion highways.- in: HABERSACK, H., B. SCHÖBER & D. WALLING (EDS.), *International Conference on the Status and Future of the World's Large Rivers*, 11-14 April 2011, Vienna; Conference Abstract Book: 215 (Tribun EU, Vienna, ISBN 978-80-7399-518-8).
- POINTIER J.P., COUSTAU, C., RONDELAUD, D. & A. THERON (2007): *Pseudosuccinea columella* (Say 1817) (GASTROPODA, Lymnaeidae), snail host of *Fasciola hepatica*: first record for France in the wild. *Parasitol Res* 101:1389-1392.
- PONDER, W. F. (1988): *Potamopyrgus antipodarum* - A Molluscan Coloniser Of Europe And Australia.- *J. Moll. Stud.* 54(3):271-285.



RABITSCH, W. & F. SCHIEMER (2003): Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) in der österreichischen Donau festgestellt.- Österr. Fischerei 56: 61-65.

RATHMAYR, U. & R.A. PATZNER (1999): Die Süßwassermollusken eines städtischen Bachsystems.

RECKENDORFER, W., BARANYI, C., FUNK, A & F.SCHIEMER (2006): Floodplain restoration by reinforcing hydrological connectivity: expected effects on aquatic mollusk communities; *Journal of Applied Ecology* 2006, 43, 474–484.

REICHHOLF, J. (1995): Die Natur wieder zulassen. *Stapfia* 37: 7–15.

REINHOLD, M. & T. TITTIZER (1998): *Limnomysis benedeni* Czerniavsky 1882 (Crustacea, Malacostraca), ein weiteres pontokaspisches Neozoon im Main-Donau-Kanal. *Lauterbornia* 33: 37–40.

REISCHÜTZ, P. L. (1980): Malakologische Kurzberichte (4). *Mitt. Zool.Ges.Braunau* Bd.3, Nr. 10/12, S. 293-302.

REISCHÜTZ, P. L. (1980a): Zur Molluskenfauna der Thermen von Warmbad Villach, Kärnten: Ergänzungen und Berichtigungen. *Mitt. zool. Gesellschaft Braunau* 3(10/12): 293–294.

REISCHÜTZ, P. L. (1981): Die Gattung *Ferrissia* (Pulmonata – Basommatophora) in Österreich. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 84B: 251–254.

REISCHÜTZ, P. L. (1981): Die rezente Wasserschneckenarten Österreichs. *Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum*. 10(2):127-134.

REISCHÜTZ, P. L. (1982): Malakologische Kurzberichte (6). *Mitt. Zool.Ges.Braunau* Bd.4, Nr. 1/3, S. 53-62.

REISCHÜTZ, P. L. (1982a): Beiträge Zur Molluskenfauna Niederösterreichs, I. Der Abfluß der Therme in Bad Vöslau. *Mitt. zool. Ges. Braunau* 4(1/3): 53–54.

REISCHÜTZ, P.L. (1988): Contributions To The Mollusc Fauna Of Lower Austria. 7. The Distribution Of The Hydrobioidea Of Lower Austria, Vienna And Burgenland.- *De Kreukel, Jub.-Nr. 1963-1988*:67-87.

REISCHÜTZ, P. L. (1991): Beiträge Zur Molluskenfauna Niederösterreichs, Ix. Die Molluskenfauna Des Thermenabflusses Von Bad Fischau (Niederösterreich). *Mitt. Zool. Ges. Braunau* 5(13/16): 251–254.

REISCHÜTZ, P. L. (1993): Die Molluskenfauna der Glashäuser der Universität Salzburg. *Bufus -Info, Universität Salzburg* 13:15-16.

REISCHÜTZ, A. & P. (2000): Kurzmitteilungen: Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Niederösterreichs (17/18) und Wiens.- *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlherger Malakologischen Gesellschaft* [8 | 66-68 1 Rankweil, 20. Dez. 2000

REISCHÜTZ, P. L. (2002): Weichtiere (Mollusca). In: Essl, F. and W. Rabitsch (eds) *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, Austria, pp. 214-221

REISCHÜTZ, P. L. (2005): Weichtiere (Schnecken und Muscheln).- *Aliens – Neobiota in Österreich*.- Grüne Reihe 15; Böhlau, Wien: 157-170.

REISCHÜTZ, A. & P. L. REISCHÜTZ (2004): *Pseudosuccinea columella* (Say 1817) im Nomos Floria (NW-Makedonien, Griechenland).-).- *Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft* 12,;9:

REISCHÜTZ A., REISCHÜTZ, P. L. & W. FISCHER (2012): Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Niederösterreichs, XXVI. Jetzt ist die letzte Lücke geschlossen: Die Quagga-Muschel *Dreissena bugensis*

 Literatur

(Andusov 1897) (Dreissenidae:Bivalvia) in Niederösterreich und Wien. - Nachr.bl. erste Vorarlb. malak. Ges. 19:3-6, Rankweil.

REY, P., ORTLEPP, J. & D. KÜRY (2004): Wirbellose Neozoen Im Hochrhein. Ausbreitung Und Ökologische Bedeutung.- Schriftenreihe Umwelt Nr. 380. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 88 pp.

REY, P., U. MÜRLE, J. ORTLEPP, M. MÖRTI, N. SCHEIFHACKEN, S. WERNER, W. OSTENDORP & J. OSTENDORP (2005): Wirbellose Neozoen im Bodensee.- 46 pp., (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) Karlsruhe.

REY, P. (2007): Die (un)heimliche Invasion unter Wasser.- http://www.hydra-institute.com/de/ifah/pdf/Vortr%C3%A4ge%20pdf/HYDRA_%20Neo_hi_200704.pdf

ROLAUFFS, P., HERING, D. SOMMERHÄUSER, M., RÖDIGER, S. & S. JÄHNIG (2003): Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung. Universität Essen Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin.

SATTMANN H., & L. RUDOLL (1984): Malakologische Kurzberichte (9 - Zum Vorkommen von Potamopyrgus jenkinsi (E.A.SMITH, 1889) (Gastropoda, Prosobranchia) in Österreich; Mitt. Zool. Ges. Braunau; Bd 4; Nr.10/11; 247-254.

SATTMANN, H. & P. MILDNER (1998): Nachweise der Neuseeländischen Zwergdeckelschnecke Potamopyrgus antipodarum (GRAY, 1843) im Burgenland und in der Steiermark. Nachr.bl. erste Vorarlb. malak. Ges. 6: 1.

SCHABER, P. (2010): Parasiten in Salzburger Seen - Beiträge zur Parasitologie von Schnecken, Fischen und Wasservögeln; Der Mensch als Fehlwirt; Land Salzburg, Abteilung 4; 45-52.

SCHMID, G. (1977): Eine Neue Schnecke Im Bodensee (Potamopyrgus jenkinsi).- Veröff. Naturschutz U. Landschaftspf. Bad.-Württ. 44/45:358 -368.

SCHMIDT-KLOIBER, A., O. MOOG & W. GRAF (1999): Biozönotische Charakteristik und naturräumliche Bewertung der linksufrigen Donau-Auen des Tullner Beckens auf Basis makrozoobenthischer Indikatoren.- Schriftenreihe der Forschung im Verbund 50: 1-198.

SEIDEL, B., DUH, D., NOWOTNY, N. & F. ALLERBERGER (2012): First record of the mosquitoes Aedes (Ochlerotatus) japonicus japonicus (Theobald, 1901) in Austria and Slovenia 2011 and for Aedes (Stegomyia) albopictus (Skuse, 1895) in Austria 2012. Entomolog Zeitschrift. 2012;122(5): 223-226.

SIESSEGGGER, B. (1969): Vorkommen und Verbreitung von "Dreissena polymorpha PALLAS" im Bodensee. Gas- u. Wasserfach (gwf), Wasser u. Abwasser 110: 813-814.

SOCHOUREK, E. (1958): Faunistische Notizen aus Österreich. Z. Natur und Land.- Österr. Naturschutzbund Wien, 44:170.

SPENCER, C. N., MCCLELLAND, B. R. & J. A. STANFORD (1991): Shrimp stocking, salmon collapse, and eagle displacement. BioScience 41 (1): 14 – 21.

SPITZY, R. (1971): Resistente amerikanische Krebse ersetzen die europäischen, der Krebspest erliegenden Astaciden. - Salzburger Fischerei 2: 18-25.

SPITZY, R. (1973): Crayfish in Austria, history and actual situation. - In: Abraham S. (Hrsg.), Freshwater crayfish. First international symposium on freshwater crayfish, Austria, 1972., Studentlitteratur, Lund: 135-150.



- STARMÜHLNER, F. (1969): Die Schwechat. Ein Beitrag Zur Kenntnis Der Fließgewässer Der Wiener Umgebung. - 65 S., Verlag Notring, Wien.
- STOJASPAL, F. J. (1975): *Potamopyrgus jenkinsi* (E. A. SMITH, 1889) in Österreich.- Mitt.dtsch. malak. Ges. 3(28/29):243.
- STRASSER, T. & R. A. PATZNER (2005): Aquatische Neozoen im Stadtbereich, am Beispiel der Stadt Salzburg; Mitt. Zool. Ges. Braunau 9, 1, 1-17.
- STREISSL, F., CHOVANEC, A. & G. KÄFEL (1998): Flusskrebse als Bioindikatoren? - Stapfia 58, Katalog des OÖ Landesmuseums, Neue Folge Nr. 137, S225-232, Linz.
- STROUHAL, H. (1939): Einige bemerkenswerte Vorkommen von Wirbellosen, besonders Isopoden, in der Ostmark. Festschrift für Prof. Dr. E. Strand 5: 68-80, Riga.
- STURM, R. (2000): Aquatische Mollusken in Gewässern der Saalachau und daran angrenzender Flächen westlich und nördlich der Stadt Salzburg (Österreich); Linzer biol. Beitr. 32/2; 1225-1234.
- TITTIZER, T. (1997): Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den europäischen Wasserstrassen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 4: 113–134.
- TITTIZER, T., H. LEUCHS & M. BANNING (1994): Das Makrozoobenthos der Donau im Abschnitt Kehlheim-Jochenstein (Donau-Km 2412-2202).- Limnologie aktuell 2: 173-188, Stuttgart.
- TITTIZER, T., SCHÖLL, F., BANNING, M., HAYBACH, A. & M. SCHLEUTER (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstrassen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1–72. Vornatscher, J. (1965): Amphipoda. *Catalogus Faunae Austriae*. Teil 8f: 3 pp.
- WAIDBACHER, H., G. ZAUNER, H. KOVACEK & O. MOOG (1991): Fischökologische Studie Oberes Donautal.- Österreichische Wasserstraßendirektion, Wien: 1-175.
- WALLNER, R. (2005): Aliens – Neobiota in Österreich.- Böhlau Vlg., Wien-Köln-Weimar: 283 pp.
- WALTER, I. (1992): Aquatische Mollusken der Krems (Oberösterreich); Linzer biol. Beitr. 24/1; 253-274.
- WEBER, E. (1964): Süßwasserpolychaeten in der österreichischen Donau. *Archiv für Hydrobiologie*, Suppl. 27: 381–385.
- WEINZIERL, A., POTEL, S. & M. BANNING (1996): *Obesogammarus obesus* (Sars 1894) in der oberen Donau (Amphipoda, Gammaridae). *Lauterbornia* 26: 87-89.
- WEINZIERL, A., SEITZ, G. & R. THANNEMANN (1997): *Echinogammarus trichiatus* (Amphipoda) und *Atyaephyra desmaresti* (Decapoda) in der bayerischen Donau. *Lauterbornia* 31: 31–32.
- WEISH, P. & M. TÜRKAY (1975): *Limnomysis benedeni* in Österreich mit Betrachtungen zur Besiedlungsgeschichte (Crustacea: Mysidacea). *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 44: 480–491.
- WERNER, S. & M. MÖRTL (2004): Erstnachweis der Fluss-Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* im Bodensee. *Lauterbornia* 49: 93-97
- WIESNER, C. SCHOTZKO, N. CERNY, J. GUTI. G. DAVIDEANU, G. & N. JEPSEN (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds)., Results of the Joint Danube Survey 2 - 14 August - 27 September 2007. CD-Rom, 71 plus appendices; ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River, Wien).

- 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. Ergebnisse limnologischer und astacologischer Untersuchungen an Krebsgewässern und Krebsbeständen.- Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades an der naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Salzburg, 180 S, Salzburg.
- WITTMANN, K. J. (1995): Zur Einwanderung potamophiler Malacostraca in die obere Donau: *Limnomysis benedeni* (Mysidacea), *Corophium curvispinum* (Amphipoda) und *Atyaephyra desmaresti* (Decapoda). *Lauterbornia* 20: 77–85.
- WITTMANN, K. J. (2002a): Krebstiere: "Schwebgarnelen" und Süßwassergarnelen (Crustacea: Mysidacea: Mysidae, Decapoda: Atyidae). In: Essl, F. & W. Rabitsch (Hrsgb.): *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien: 269-272. ISBN 3-85457-658-7
- WITTMANN, K. J. (2002b): Weiteres Vordringen pontokaspischer Mysidacea (Crustacea) in die mittlere und obere Donau: Erstnachweise von *Katamysis warpachowskyi* für Ungarn, die Slowakei und Österreich, mit Notizen zur Biologie und zum ökologischen Gefährdungspotential.- *Lauterbornia* 44: 49-63, Dinkelscherben.
- WITTMANN, K. J. (2007): Continued massive invasion of Mysidae in the Rhine and Danube river systems, with first records of the order Mysidacea (Crustacea: Malacostraca: Peracarida) for Switzerland.- *Revue suisse de Zoologie* 114: 65-86, Geneve.
- WITTMANN, K. J., THEISS, J. & M. BANNING (1999): Die Drift von Mysidacea und Decapoda und ihre Bedeutung für die Ausbreitung von Neozoen im Main-Donau-System. *Lauterbornia* 35: 53–66.
- WITTMANN, K. J. & A. P. ARIANI (2000): *Limnomysis benedeni*: Mysidacé ponto-caspien nouveau pour les eaux douces de France (Crustacea, Mysidacea). *Vie et Milieu* 50: 117–122.
- ZAUNIG, R. (1917): *Dreissena* in der Alten Donau bei Wien. . *Nachr. Bl. Dtsch. Malak. Ges.* 49: 137-138.
- ZICK, D. & R. A. PATZNER (2006): Der Mattsee und seine Molluskenfauna. *Nachr. bl. erste Vorarlb. malak. Ges.* 13: 1-19.
- ZIERITZ, A. & J. WARINGER (2005): Distribution patterns and habitat characterisation of aquatic Mollusca in the Weidlingbach near Vienna, Austria; Wien, Univ., Dipl.-Arb., 2006; 297-300
- ZORIĆ, K., JAKOVČEV-TODOROVIĆ, D., ĐIKANOVIĆ, V., VASILJEVIĆ, B., TOMOVIĆ, J., ATANACKOVIĆ, A., SIMIĆ, V. & M. PAUNOVIĆ (2011): Distribution of the Ponto-Caspian polychaeta *Hypania invalida* (Grube, 1860) in inland waters of Serbia *Aquatic Invasions* (2011) Volume 6, Issue 1: 33–38.

8.3 Neopisces

- AHNELT, H. (1989): Zum Vorkommen des asiatischen Gründlings *Pseudorasbora parva* (Pisces: Cyprinidae) in Ost-Österreich. *Österr. Fischerei* 42: 164–168.
- AHNELT, H. & AMANN, E. (1994): *Gasterosteus aculeatus* (Pisces, Gasterosteidae) in Österreich – eine Lanze brechen für den Stichling? *Österr. Fischerei* 47: 19–23.
- AHNELT, H., DUCHKOWITSCH, M., SCATTOLIN, G., ZWEIMÜLLER, I. & WEISSENBACHER, A. (2001): *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Teleostei: Gobiidae), die Nackthals-Grundel in Österreich. *Österr. Fischerei* 54: 262–266.
- BMLFUW (2006): 479. Verordnung: Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV. BGBl. II, Nr. 479



- ESSL K., GASSNER H., JAGSCH A. & PATZNER R. (2012): Die Aalbestände in den Seen des Salzkammergutes 25 Jahre nach Ende der Besatzmaßnahmen. Verfügbar unter: http://www.baw-igf.at/cms/component/option,com_docman/task,doc_download/gid,75/Itemid,313/lang,en/ (Datum des Zugriffs: 12.03.2013).
- ESSL, F. & RABITSCH, W. (2002): Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 432 pp.
- HAUER, W. (2007): Fische, Krebse, Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Graz: Leopold Stocker Verlag.
- HERZIG, A. & HERZIG-STRASCHIL, B. (2001): Das Vorkommen des Aales (*Anguilla anguilla*) im Donaueinzugsgebiet – allochthon versus autochthon. Österr. Fischerei 54: 230–234.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & SCHULZ, N. (1989): Die Fische Kärntens. Eigenverlag des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt 112 pp.
- MIKSCHI, H. (2002): FISCHE (PISCES). In: ESSL, F. & RABITSCH, W.: Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 214–221.
- NEHRING, ESSL, KLINGENSTEIN, NOWACK, RABITSCH, STÖHR, WIESNER & WOLTER (2010). Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- PICHLER-SEMMELOCK, F., KOECK, M., NORPOTH, H. (1988): Der Einsatz des Graskarpfens (*Ctenopharyngodon idella* Val.) in Verbindung mit dem Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) zur biologischen Bekämpfung von Wasserpflanzen am Beispiel des Rannasees (Oberösterreich). Österr. Fischerei 41: 6–14.
- PINTER, K., ERZBERGER, P. & LEWIT, P. (1989): Die Fische Ungarns. Budapest: Akademiai Kiado Verlag.
- SALOMON, K. (1906): Die Regenbogenforelle. Zum 25-jährigen Bestande ihrer Einbürgerung auf dem Kontinent. Österreichische Fischereizeitung 3: 305–307.
- SASANO, B., SCHOTZKO, N., HAUNSCHMID, R. & JAGSCH, A. (2009): Die Fischdatenbank Austria (FDA). Österreichs Fischerei 62: 12 – 23.
- SPINDLER, T. (1997): Fischfauna in Österreich. Monographien des Umweltbundesamtes. Bd. 87: 140 pp., 16 Tafeln.
- WEBER, E. (1984): Die Ausbreitung der Pseudokeilfleckbarben im Donauraum. Österr. Fischerei 37: 63–65.
- WEISSENBACHER, A., SPOLWIND, R. & WAIDBACHER, H. (1998): Hohe Populationsdichten der Kesslergrundel (*Neogobius kessleri*, Günther 1861) in der österreichischen Donau, östlich von Wien. Österr. Fischerei 51: 268–273.
- WIESNER, C. (2003): Eingeschleppte Meeresgrundeln in der österreichischen Donau – Gefahren und Potentiale. Am Fischwasser, Heft März/April 2003, S. 29–31.
- WOLFRAM-WAIS, A., WOLFRAM, G., AUER, B., MIKSCHI, E. & HAIN, A. (1999): Feeding habits of two introduced fish species (*Pseudorasbora parva*, *Lepomis gibbosus*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). Hydrobiologia 408/409: 123–129.
- WÜSTERMANN, O. & KAMMERAD, B. (1994): Ökologische Auswirkungen der allochthonen Fischarten Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) und Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) auf Gewässerbiotope – dargestellt am Beispiel von Gewässerökosystemen im Naturpark Drömling in Sachsen-Anhalt (Deutschland). Österr. Fischerei 7: 89–96.
- ZWEIMÜLLER, I., MOIDL, S. & NIMMERVOLL, H. (1996): A new species for the Austrian Danube – *Neogobius kessleri*. Acta Univ. Carol. Biol. 40: 213–21



Die Initiative
GENUSS REGION ÖSTERREICH
hebt gezielt die Bedeutung regio-
naler Spezialitäten hervor.
www.genuss-region.at



Österreichs erstes grünes
Karriereportal für
umweltfreundliche green jobs.
www.green-jobs.at



lebensministerium.at

Informationen zu Landwirtschaft,
Wald, Umwelt, Wasser und
Lebensmittel.
www.lebensministerium.at



Das Österreichische
Umweltzeichen ist Garant für
umweltfreundliche Produkte und
Dienstleistungen.
www.umweltzeichen.at



Eine Initiative des Lebensministeriums

Ziel der Initiative „Lebensmittel sind
kostbar!“ ist es, Lebensmittelabfälle in
Österreich nachhaltig zu vermeiden
und zu verringern.
[www.lebensministerium.at/
lebensmittelsindkostbar](http://www.lebensministerium.at/lebensmittelsindkostbar)



Das Internetportal der
Österreichischen Nationalparks.
www.nationalparksaustria.at



Die Klimaschutzinitiative
des Lebensministeriums
für aktiven Klimaschutz.
www.klimaaktiv.at



Die Kampagne vielfaltleben trägt
bei, dass Österreich bei der
Artenvielfalt zu den reichsten
Ländern Europas gehört.
www.vielfaltleben.at



Die Jugendplattform zur
Bewusstseinsbildung rund ums
Wasser.
www.generationblue.at



