



ISSN 2409-367X

158

158

Acta ZooBot Austria

Acta ZooBot Austria

2022

2022



**B
ZOO
T**
ZOOLOGISCHE-BOTANISCHE GESELLSCHAFT IN ÖSTERREICH

**Schutzgebiete und Biodiversität:
Forschungsfelder und politischer Handlungsbedarf**

Acta ZooBot Austria

früher
Verhandlungen

der
Zoologisch-
Botanischen
Gesellschaft
in Österreich

158. Band

Gasteditoren
Fritz SCHIEMER
Alois HERZIG
Klaus Peter ZULKA

Redaktion

Rudolf MAIER
Benjamin SEAMAN

Wien, März 2022

Verlag der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich

Titelseite:

Novickia ferox (Tachinidae) auf *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis*, Frauenwiese bei Loretto, Burgenland 23.6.2020.

Novickia ferox (Tachinidae) on *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis*, Frauenwiese near Loretto, Burgenland 23 June 2020.

Foto / Photo: H.F. PAULUS

Schluchtartiger oberstromiger Teil im Unterlauf der Antiesen (Oberösterreich) mit geringer Strömungsgeschwindigkeit.

Upstream, canyon-like section in the lower course of the Antiesen (Upper Austria) with low flow velocities.

Foto / Photo: A. CHOVANEC

Rückseite:

Gletschervorfeld im Untersulzbachtal, Nationalpark Hohe Tauern.

Glacier forefield in the Untersulzbach valley, Hohe Tauern National Park

Foto / Photo: NP Hohe Tauern/K. AICHHORN

Blick auf die Donau und den Spittelauer Arm bei Hainburg, Nationalpark Donau-Auen

View of the Danube and the “Spittelauer Arm” at Hainburg, Donau-Auen National Park

Foto / Photo: NP Donau-Auen/C. BAUMGARTNER.

Eigentümer, Herausgeber, Verleger:

Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich (ZVR 787548456)

Postfach 0030, A-1034 Wien

E-Mail: redaktion.zoobot@univie.ac.at

Homepage: <http://www.univie.ac.at/zoobot/wordpress>

Umschlag-Layout: H. C. Grillitsch

Satz: Vogelmedia e. U., Bisamberg, www.vogelmedia.at

Die Berücksichtigung der Bestimmungen der DSGVO liegt allein in der Verantwortung der Autorinnen und Autoren

© Medieninhaber: Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich

ISSN 2409-367X (früher ISSN 0252-1911)

Referiert in:

Biological Abstracts, BIOSIS Citation Index, BIOSIS Previews, Current Advances, Excerpta botanica, Plant Science und Zoological Record

Redaktion:

Univ.-Prof. Dr. Rudolf MAIER
Mag. Benjamin SEAMAN

Wissenschaftlicher Beirat:

Assoz.-Prof. Dr. Sabine AGATHA
Univ.-Prof. Dr. Stefan DÖTTERL
Dr. Anton DRESCHER
Dr. Barbara-Amina GEREBEN-KRENN
Univ.-Prof. Dr. Michael GOTZINGER
ao. Univ.-Prof. Dr. Irmgard GREILHUBER
Univ.-Prof. Dr. Christian GRIEBLER
Univ.-Prof. Dr. Alois HERZIG
Dr. Christian KOMPOSCH
Priv.-Doz. Dr. Matthias KROPF
Dr. Robert LINDNER
Univ.-Prof. Dr. Andrea MÖLLER
Dr. Johann NEUMAYER
Univ.-Prof. Dr. Jörg OTT
emer. Univ.-Prof. Dr. Hannes PAULUS
DI Dr. Martin PFOSSEN
Univ.-Prof. Dr. Birgit SCHLICK-STEINER
Univ.-Prof. Dr. Roman TÜRK
Univ.-Prof. Dr. Manfred WALZL
Univ.-Prof. Dr. Andreas WANNINGER
Dr. Christian WIESER
Dr. Helmut ZWANDER

Inhalt – Content

Fritz SCHIEMER, Gerhard AUBRECHT, Franz ESSL, Fritz GUSENLEITNER, Elisabeth HARING, Alois HERZIG, Michael KIEHN, Christian KOMPOSCH, Robert LINDNER, Ute PÖLLINGER, Norbert SAUBERER, Wolfgang SCHERZINGER, Birgit SCHLICK-STEINER, Bernhard SCHÖN, Christian SCHRÖCK, Florian STEINER, Christian STURMBAUER, Andreas TRIBSCH, Hans WINKLER & Klaus Peter ZULKA: Dringende Erfordernisse zur Erhaltung und Förderung der österreichischen Biodiversität: Eine Stellungnahme von Naturschutzexperten ★ Urgent requirements for the conservation and support of Austrian biodiversity: A position paper of conservation experts	1
Klaus Peter ZULKA, Christian GILLI, David PATERNOSTER, Gebhard BANKO, Luise SCHRATT-EHRENDORFER & Harald NIKLFELD: Biodiversity coverage of Austrian National Parks ★ Biodiversitätsabdeckung österreichischer Nationalparks	13
Klaus Peter ZULKA, Irene OBERLEITNER, Christian BAUMGARTNER, Christian DIRY, Harald GRABENHOFER, Margit GROSS, Anna WEBER & Stefan SCHINDLER: Gefährdungsfaktoren und Schutzgebietsmanagement im Klimawandel ★ Pressures and protected area management under climate change	49
Michaela SONNLEITNER, Sabine SCHODER, Oliver MACEK, Christoph LEEB, Christian BRÄUCHLER, Elisabeth HARING, Stefan DÖTTERL, Andreas ECKELT, Rupert FAUSTER, Elisabeth GLATZHOFER, Wolfram GRAF, Patrick GROS, Helge HEIMBURG, Ernst HEISS, Werner HINTERSTOISER, Stefan KIRCHWEGER, Stephan KOBLMÜLLER, Christian KOMPOSCH, Andreas LINK, Dominik RABL, Thomas RUPP, Martin SCHLAGER, Martin STREINZER, Hartmuth STRUTZBERG, Lorin TIMAEUS, Herbert C. WAGNER, Benjamin WIESMAIR, Dominique ZIMMERMANN & Nikolaus U. SZUCSICH: Beitrag der ABOL-BioBlitze zur österreichischen Biodiversitäts-Erfassung: DNA-Barcodes aus 2019 und 2020 ★ Contribution of the ABOL BioBlitzes to the Austrian biodiversity data: DNA barcodes from 2019 and 2020	81
Friedrich REIMOSER, Susanne REIMOSER & Karoline ZSAK: Long-term impact of wild ungulates on natural forest regeneration in the Donau-Auen National Park, Austria ★ Langfristige Auswirkungen wildlebender Huftiere auf die Jungwaldentwicklung im Nationalpark Donau-Auen, Österreich	97
Andreas CHOVANEC: The assessment of the dragonfly fauna (Insecta: Odonata) as a tool for the detailed typological characterisation of running waters ★ Die Erhebung der Libellenfauna (Insecta: Odonata) als Instrument zur detaillierten typologischen Charakterisierung von Fließgewässern	129
Hannes F. PAULUS: Pollination biology of two phenological forms of <i>Neotinea ustulata</i> (Orchidaceae) in Austria, with field experiments to clarify the biological significance of the plants' "burnt tips" ★ Bestäubungsbiologie der beiden phänologischen Formen von <i>Neotinea ustulata</i> in Österreich, mit einigen Feldexperimenten zur Klärung der biologischen Bedeutung der „verbrannten Blüten spitze“ der Pflanzen	149

Barbara HERZIG-STRASCHIL & Elke SCHMELZER: Significant westward range expansion of the Steppe mouse <i>Mus spicilegus</i> Petényi, 1882 between 1999 and 2019 ★ Erweiterung des Verbreitungsgebietes der Ährenmaus, <i>Mus spicilegus</i> , an der Westgrenze zwischen den Jahren 1999 und 2019	177
ABOL meeting 2020	
Preface	189
Santiago GAVIRIA MELO, Elena FEFILOVA & Elena KOCHANOVÁ: Phylogeny of the freshwater Canthocamptidae (Crustacea, Copepoda, Harpacticoida) of the Palearctic including Lake Baikal: advances on molecular taxonomy of selected Austrian species ★ Phylogenie der Süßwasser-Canthocamptidae (Crustacea, Copepoda, Harpacticoida) der Paläarktis einschließlich des Baikalsees: Fortschritte in der molekularen Taxonomie ausgewählter österreichischer Arten .	191
Anja PALANDAČIĆ, Luise KRUCKENHAUSER, Harald AHNELT & Ernst MIKSCHI: The unexpected biodiversity of the genus <i>Phoxinus</i> (Leusciscidae) in Austria – a perfect example of pros and cons of the DNA barcoding region COI for taxonomical use ★ Die unerwartete Artenvielfalt der Gattung <i>Phoxinus</i> (Leusciscidae) in Österreich – ein Beispiel für die Vor- und Nachteile des DNA-Barcodings für taxonomische Zuordnungen	195
Vera RDUCH, Jonathan VOGEL, Santiago JAUME-SCHINKEL & Ralph S. PETERS: GBOL III: Dark Taxa – Background, Aims & Selected Taxa ★ GBOL III: Dark Taxa – Hintergrund, Ziele & ausgewählte Taxa	198
Buchbesprechung	201
Aus der Gesellschaft	203

Dringende Erfordernisse zur Erhaltung und Förderung der österreichischen Biodiversität: Eine Stellungnahme von Naturschutzexperten

Fritz SCHIEMER, Gerhard AUBRECHT, Franz ESSL, Fritz GUSENLEITNER,
Elisabeth HARING, Alois HERZIG, Michael KIEHN, Christian KOMPOSCH,
Robert LINDNER, Ute PÖLLINGER, Norbert SAUBERER, Wolfgang SCHERZINGER,
Birgit SCHLICK-STEINER, Bernhard SCHÖN, Christian SCHRÖCK, Florian STEINER,
Christian STURMBAUER, Andreas TRIBSCH, Hans WINKLER & Klaus Peter ZULKA

Die Zoologisch-Botanische Gesellschaft hat an eine Reihe von KollegInnen Fragen zum Thema Biodiversitätsschutz in Österreich ausgeschickt. Die Initiative ergab sich als Folge einer internen Diskussion zum Thema Prozess-Schutz versus Artenschutz, ausgelöst durch den Beitrag über die Bedeutung österreichischer Nationalparks für den Schutz der Biodiversität Österreichs (siehe dieser Band). Die eingelangten Kommentare wurden zu folgender Stellungnahme zusammengefasst. Sie ist als dringende Empfehlung für Entscheidungsträger sowie als Anregung für erforderliche Fachdiskussionen von Naturschutzexperten gedacht.

SCHIEMER F., AUBRECHT G., ESSL F., GUSENLEITNER F., HARING E., HERZIG A., KIEHN K., KOMPOSCH CH., LINDNER R., PÖLLINGER U., SAUBERER N., SCHERZINGER W., SCHLICK-STEINER B., SCHÖN B., SCHRÖCK CH., STEINER F., STURMBAUER CH., TRIBSCH A., WINKLER H. & ZULKA K.P., 2022: Urgent requirements for the conservation and support of Austrian biodiversity: A position paper of conservation experts.

The Zoological-Botanical Society sent out a questionnaire regarding biodiversity conservation in Austria to a number of colleagues. The initiative was inspired by an internal discussion on the question of conservation of processes vs. species, prompted by the article on the significance of Austrian National Parks for the conservation of the country's biodiversity (see this volume). The comments received were summarised in the following statement. It is intended as an urgent recommendation for decision-makers as well as a prompt to the technical discussions that conservation experts need to engage in.

Flächendeckender Biodiversitätsschutz erforderlich

Die zunehmende Gefährdung der österreichischen Biodiversität ist Gegenstand vieler Diskussionen und Analysen (ZULKA 2014, SCHINDLER et al. 2016). Das Thema hat große Brisanz (siehe z. B. STEFFEN et al. 2015) und sollte von der breiten Öffentlichkeit verstärkt wahrgenommen werden, um verbesserte Schutzstrategien politisch umsetzen zu können. Die vielfachen Bedrohungen (globale Stressoren – Eutrophierung, Umweltgifte, Klimawandel, großräumige Landschafts-Strukturveränderungen, wachsender Nutzungs-, Erschließungs- und Siedlungsdruck, industrialisierte Land-, Forst- und Wasserwirtschaft, kleinräumige Habitat- und Mikrohabitat-Verluste, Globalisierung und Neobiota) erfordern eine umfassende kausale Analyse und umfassende Maßnahmen, vor allem auch im Hinblick auf die Erhaltung und Restauration ökosystem-charakteristischer Prozesse (siehe PATERNOSTER et al. 2021). Das betrifft sowohl die Schutzgebiete als auch Gebiete ohne Schutzstatus, welche flächenmäßig überwiegen und Österreichs Biodiversität prägen.

Österreichs Nationalparke, als Gebiete mit höchstem Schutzstatus, machen nur knapp 3 % der Landesfläche aus, davon entfallen 2/3 auf den Nationalpark Hohe Tauern. Die Frage, ob Flächenmaß, geografische Lage und Gebietsvernetzung von Schutzgebieten

ausreichend sind, ist mit „Nein“ zu beantworten. Im Rahmen der EU Biodiversitätsstrategie 2030 (COM 2020) wird als Ziel 30 % wirkungsvolle Schutzgebietsflächen gefordert. Österreich ist weit davon entfernt das europaweite Ziel zu erreichen, zumal derzeit viele Schutzgüter keinen günstigen Erhaltungszustand aufweisen und viele Schutzgebiete keinen wirkungsvollen Schutz garantieren. Die Einrichtung weiterer Schutzgebiete sowie die Wiederherstellung degraderter Ökosysteme in bestehenden Schutzgebieten sollte unbedingt in eine nationale Gesamtstrategie eingebettet sein, naturschutzfachlichen Kriterien folgen und die Entwicklung von Verbundsystemen (inklusive länderübergreifender Korridore) ermöglichen (z. B. GRASS et al. 2019). Tatsächlich „passieren“ Schutzgebiete oft nur dort, wo der Naturschutz anderen Interessen gegenüber möglichst keine Nachteile verursacht.

Es besteht großer Handlungsbedarf, um die Effektivität des Schutzes sowohl in den bestehenden Schutzgebieten als auch in Gebieten ohne Schutzstatus zu verbessern. Bei letzteren betrifft das insbesondere die Erhaltung von charakteristischen, mosaikartigen Strukturen mit kleinräumigen inselhaften Lebensräumen (z. B. Mager- und Sonderstandorte, Moore, Quellen, Naturwaldinseln, etc.). Gerade diese für Österreich typischen Landschaften benötigen dringend Schutz, um ihr hohes und vielfach unterschätztes Potential für die Erhaltung einer charakteristischen Biodiversität zu sichern.

Schlussfolgerung:

Das Schutzgebietsnetzwerk muss erweitert und verdichtet werden. Im Rahmen der EU-Biodiversitätsstrategie für 2020 wird ein Ziel von 30% Schutzgebietsfläche gefordert. Dieses Ziel sollte im Rahmen einer nationalen Gesamtstrategie durch politische Entscheidungen unmittelbar und konsequent in Angriff genommen werden.

Naturschutzleistungen in den Schutzgebieten können dem Anspruch der Biodiversitätssicherung aber nicht alleine nachkommen: Biodiversitätsschutz muss auf der gesamten Landesfläche etabliert werden.

Verbesserungen und Weiterentwicklung von Schutzkonzepten erforderlich

Schutzgebiete haben je nach Kategorie sehr unterschiedliche Effekte für den Natur- und Artenschutz. Um den bestmöglichen Erfolg zu garantieren bedarf es einer Präzisierung der jeweiligen Schutzziele. Essentiell ist ein Management, das das Erreichen der Schutzziele überprüft, ein umfassendes Monitoring-Programm durchführt und bei Fehlentwicklungen reagiert. Es ist unverzichtbar, erfolgte Schutzmaßnahmen im Sinne des „Adaptiven Managements“ zu evaluieren, um aus Erfolgen, aber auch aus Misserfolgen lernen zu können. Gerade wenig erfolgreiche Projekte dürfen nicht „schubladisiert“ werden, sondern müssen analysiert werden. Eine solide Datenbasis und wohl konzipierte Monitoring-Programme und deren Umsetzung und Evaluierung durch ExpertInnen sind Voraussetzungen dafür.

Wegen oft unklarer bis fehlender Zieldefinitionen für Schutzgebiete gibt es eine deutliche Kluft zwischen der gemeldeten Fläche an „geschützter Natur“ und der Effektivität des Biodiversitätsschutzes. Das trifft insbesondere für die Europaschutzgebiete zu, deren Ma-

nagementziele mit dem „Verschlechterungsverbot“ negativ definiert sind und in denen die üblichen Formen der Landnutzung (z. B. Land- und Forstwirtschaft, Jagd- und Fischerei) nicht eingeschränkt werden. Dadurch bleibt die zu schützende Biodiversität weiterhin bedroht (TITTENSOR et al. 2014, SCHINDLER et al. 2016). Erforderlich sind positiv definerte Vorgaben, die für den Grundbesitzer bzw. Nutzungsberchtigten nachvollziehbar sind und ihr Handeln bestimmen.

Gebietsspezifische Managementpläne in Schutzgebieten sind häufig trotz guter rechtlicher Regelungen nicht ausreichend, da sie auf Verwaltungsebene nicht streng im Sinne des Schutzgedankens umgesetzt werden. Schutzgebiete bestehen oft rein als Einträge in Landkarten bzw. in GIS-Systemen der Bundesländer ohne adäquates Management und verantwortliche Schutzgebietsbetreuung vor Ort sicherzustellen. Nur durch letztere kann das notwendige Vertrauen beim Nutzungsberechtigten aufgebaut und die gewünschte Kontinuität in der Qualitätssicherung entwickelt werden.

Typischerweise sind Schutzgebiete direkt in die Nutzlandschaft eingegliedert, mit harten Grenzen zwischen Schutz- und Nutzungsbereich (z. B. Nationalparke Donau-Auen, Neusiedler See - Seewinkel, Thayatal, zahlreiche Naturschutzgebiete und Naturdenkmale, Naturwaldreservate, etc.) und entsprechenden Wechselwirkungen (Dünger- und Spritzmittelteintrag, Biozid-Eintrag, Fraß-Druck durch hohe Wildbestände, Entwässerung der Wiesen rund um geschützte Moore). Hier ist die Ausweisung von Pufferzonen, also von Übergangsbereichen zur intensiv genutzten Landschaft, dringend erforderlich, um Stoffeinträge, Störeinwirkungen und Einwanderung von Neobiota bestmöglich abzumildern. Von besonderer Bedeutung sind solche Pufferzonen für lineare Biotope und Schutzgebiete, insbesondere Fließgewässer.

Unter dem übergeordneten Langzeitziel „Naturschutz auf ganzer Fläche“ ist es unabdingbar, dass für alle Bereiche unseres gesellschaftlichen Handels ein Kriterienkatalog zur „guten fachlichen Praxis zur Förderung der Biodiversität“ erarbeitet wird. Ein solcher Kriterienkatalog sollte eine Konkretisierung einer naturschonenden und nachhaltigen Nutzung in der Land- und Forstwirtschaft umfassen (abbaubare Stoffeinträge, Erschließungs-Minimierung, Vermeidung von Bodenversiegelung, Erhalt und Förderung von Kleinstrukturen in einer mosaikartigen Landschaft). Zu empfehlen sind neben Außernutzungsstellung wertvoller Biotope z. B. eine Wiederaufnahme bzw. Entwicklung von Mahd- und Beweidungskonzepten zur Bereicherung der Heterogenität von Vegetationsstrukturen und Bodenrelief (Modell „Wilde Weiden“) und ein Wiederzulassen von Kurz- und Langzeit-Brache zur Regeneration des Bodenlebens in der Agrarlandschaft.

Schlussfolgerung

Schutzmaßnahmen und die Entwicklung von Managementplänen erfordern neben Verbots auch klare, positiv formulierte und definierte Zielvorgaben, die mit den Nutzern und Interessensvertretern kommuniziert und abgestimmt werden und von den zuständigen Verantwortlichen verfolgt und evaluiert werden können. Der Ausbau der Schutzgebietsbetreuung als Umsetzungsinstrument ist von zentraler Bedeutung.

Eine weitere wichtige Forderung ist die Entwicklung eines Kriterienkataloges zur „guten fachlichen Praxis zur Förderung der Biodiversität“.

Im Sinne eines „adaptiven Managements“ ist ein wissenschaftlich begründetes Monitoring, eine Bewertung des Erfolges von Maßnahmen und – falls notwendig – deren Korrektur erforderlich. Die Analyse von Projekten, die nicht den gewünschten Erfolg gezeigt haben, ist in diesem Sinne besonders erforderlich.

Bei der Ausweisung von Schutzgebieten ist essentiell, dass effektive Pufferzonen zwischen den Schutz- und den Nutzungsgebieten ausgewiesen werden.

Prozessschutz versus Artenschutz, kompetitive oder additive Ansätze?

Die Thematik Prozessschutz versus Artenschutz wird bei der Entwicklung von Biodiversitätsstrategien vielfach und teils auch hitzig diskutiert. Gibt es allgemeine Entscheidungsregeln?

Prozessschutz trägt dem Umstand Rechnung, dass die für die jeweilige Landschaft charakteristischen Prozesse (hydrologische Dynamik und landschaftstypische terrestrische Störungs- und Erneuerungszyklen und die dadurch initiierten Sukzessionsabläufe und evolutiven Prozesse) Vorbedingungen für die Erhaltung einer hohen landschaftsspezifischen Biodiversität sind. Arten sind gefährdet, weil ihnen entweder der Lebensraum selbst oder bestimmte lebensraum- und landschaftstypische Rahmenbedingungen und Prozesse verlorengegangen sind. Das heißt, die Ursachen-Wirkungs-Kette: „Lebensraumdynamik und Erneuerungszyklus – Biotopvielfalt – Artenvielfalt“ sollte die Grundlage für Schutz- und Restaurierungsmaßnahmen sein. Prozessschutz ist also nicht nur im Sinne eines Nicht-Interventions-Konzepts (z. B. in Wildnis-Gebieten und Nationalpark-Kernzonen) zu sehen, sondern bezieht sich auf eine Vielzahl von Prozessabläufen in einer breiten räumlichen und zeitlichen Skala, von kleinräumigen Sukzessionsabläufen bis zu großräumigen landschaftsgestaltenden Prozessen. Die Notwendigkeit eines Prozessschutzes ist besonders evident in sehr dynamischen Lebensräumen (wie z. B. Fluss-Au-Landschaften) und ihrer Restaurierung (TOCKNER et al. 1998, SCHIEMER 1999). Prozessschutz kann sich auch auf anthropogen geformte Lebensräume (wie Almen oder Trockenrasen) beziehen, und ist z. B. auch als Waldbaukonzept entwickelt worden (STURM 1993). Die Wald-Bewirtschaftung sollte sich möglichst eng an die natürliche Wald-Sukzessionsdynamik, wie sie im Mosaikzyklus-Konzept (REMMERT 1991) beschrieben ist, anlehnen. Prozessschutz ist hier der sicherste Weg, seltene Kurzzeithabitate (z. B. Totholz-Sukzessionen) zur Entfaltung zu bringen und eine standortgemäße Naturverjüngung und hohe Biodiversität zu fördern. Solch ein integrativer Waldschutzansatz erfordert allerdings lange Zeitableüfe und große Flächen. Er scheitert dort, wo diese Anforderungen, die für anspruchsvolle Lebensgemeinschaften nötig sind, nicht gewährleistet sind.

Eine Diskussion unter Naturschutzexperten sollte klären, ob eine Generalisierung und breite Anwendung des Prozessschutz-Konzeptes auf alle Ökosystemtypen für die strategische Weiterentwicklung des Naturschutzes sinnvoll ist. Zu prüfen ist inwieweit das Konzept auf viele durch extensive Nutzung geschaffene oder geprägte Lebensräume anwendbar ist. Viele Schutzgüter der Kulturlandschaft scheinen auf den ersten Blick weniger durch das Fehlen entscheidender ökologischer Prozesse bedroht als durch den Mangel an Lebensraum und Verbindungskorridoren. Biotop- und Biotopverbundschutz ist also für

viele Arten und Lebensräume von zentraler Bedeutung und für den Großteil der österreichischen Fläche relevant.

Beim Artenschutz müssen Interventionsmaßnahmen auf die jeweiligen Gefährdungsursachen einzelner Arten maßgeschneidert werden. In Österreich gibt es z. B. bereits über 1000 Tierarten, die in den Roten Listen als „gefährdet“ ausgewiesen sind (ZULKA 2014). Für einen effektiven Artenschutz müssten artspezifische Schutzkonzepte entwickelt und parallel umgesetzt werden – eine Illusion, allein was die derzeitige Ressourcenlage angeht. Das hat zur Folge, dass nur wenige „charismatische“ Arten Gegenstand von Artenschutzbemühungen werden (siehe MAMMOLA et al 2020). Der übergeordnete Nutzen dieser Bemühungen für die gesamte Biodiversität wird oft postuliert („Schirmarten“), aber selten stringent getestet und ist z. T. sicher nicht gegeben. Im Gesamtergebnis bedeutet das, dass sich die Situation trotz der eingesetzten Mittel für den Artenschutz laufend verschlechtert. Schutzbemühungen für „charismatische“ Arten helfen zwar die Öffentlichkeit zu sensibilisieren, bergen aber – zusammen mit einer Beschränkung des Bioindikations-Systems auf wenige Artengruppen – die Gefahr, dass viele Organismengruppen in Vergessenheit geraten und trotz ihrer ökosystemaren Bedeutung kaum erforscht werden (z. B. Diptera, Nematoden, Oligochaeten, Milben, Moose etc.). Ein Biodiversitätsschutz, der sich an prioritären Arten und Lebensräumen orientierte, war zwar in Einzelfällen erfolgreich (SCHINDLER et al. 2016), konnte aber den Verlust an Biodiversität insgesamt nicht stoppen (IPBES 2019).

Bislang völlig vernachlässigt ist die gezielte Unterschutzstellung von Endemiten und ihrer Habitate. Dabei handelt es sich um tierische und pflanzliche Schutzgüter mit eingeschränkter Verbreitung, für deren Fortbestand Österreich die alleinige oder eine sehr hohe Verantwortung trägt (RABITSCH & ESSL 2009). Endemiten wurden mit Ausnahme Kärntens in keine der geltenden Artenschutzverordnungen der österreichischen Bundesländer aufgenommen. Auch wurden bislang keine Schutzgebiete gezielt für endemische Arten ausgewiesen; im Gegenteil: Endemiten-Hotspots wie z. B. die Koralpe werden mit energiewirtschaftlichen Bauprojekten stark beeinträchtigt (KOMPOSCH et al. 2016). Diese Schutzgüter, die den exklusiven Anteil Österreichs zur weltweiten Arten-Diversität beisteuern, liegen im Abseits der FFH-Richtlinien und auch der artenschutzrechtlichen Prüfungen bei Eingriffsprojekten (UVEs, NVPs). Hier ist dringender und unverzüglicher Handlungsbedarf gegeben.

Prozess-, Biotop- und Artenschutz sind in Verbindung zu sehen: Die Kombination dieser drei Ansätze ergibt den Handlungsspielraum. Auch beim Prozessschutz-Konzept sind die Kenntnisse über die biologischen Eigenschaften, die Gefährdungsursachen und die Verbreitung charakteristischer Arten unabdingbar, basierend auf einer autökologischen und ökophysiologischen Analyse ihrer Habitat-Ansprüche und Biotopbindung (SCHIEMER 1999).

Schlussfolgerung:

Prozess-, Biotop- und Artenschutz sind komplementäre, sich ergänzende Ansätze. Prozessschutz hat langfristig eine höhere Wirkungseffizienz. Gezielte Forschung ist dringend erforderlich, um die empirischen Grundlagen der Anwendungsmöglichkeiten zu verbessern.

Besondere Schutzbedürftigkeit besteht für österreich-endemische und subendemische Tier- und Pflanzenarten; diese sind in die Artenschutzverordnungen der Bundesländer aufzunehmen und Schutzgebietsausweisungen gefährdeter Taxa sind vorzunehmen.

Wissensgrundlage verbessern und vermitteln

Die Datenlage für einen gezielten und effektiven nachhaltigen Biodiversitätsschutz ist vielfach unzureichend.

Dringender Bedarf besteht im Hinblick auf:

- a) ein „Zentrum für Biodiversitätsdokumentation“ zur kontinuierlichen Integration von Biodiversitätsdaten in eine gut zugängliche und gewartete Datenbank,
- b) eine Weiterentwicklung von Monitoring-Konzepten,
- c) ein standardisiertes österreichweites Monitoring-Netz,
- d) eine Etablierung von langfristigen Förderungsprogrammen für Biodiversitätsforschung und Taxonomie (Artenkenntnis) unter der Verwaltung des österreichischen Forschungsfonds,
- e) eine Förderung und Entwicklung von Naturschutz-orientierten Ausbildungs-, Weiterbildungs- und Vermittlungs-Programmen.

Dafür ist ein ausreichendes Budget zur Verfügung zu stellen. Allerdings liegt es oftmals weder im Interesse der Wirtschaft noch der Politik durch eine ausreichende Evidenzbasis naturschutzpolitischen Anliegen mehr Gewicht zu verleihen. Beispielsweise kamen während des Vertragsverletzungsverfahrens der EU jene österreichischen Bundesländer „besser“ weg, die in Sachen Biodiversität nur mangelhafte Daten zur Biodiversität vorlegen konnten. Ähnliches ist auch im europäischen Kontext festzustellen.

Naturschutzforschung muss gefördert werden, um ein kausales Verständnis der Biodiversitäts-Gefährdung zu entwickeln und faktenbasierte Prognose-Modelle erstellen zu können. Dazu sind Forschungsprogramme über eine Reihe von Themenkomplexen erforderlich: z. B. über

- Landschafts- und Sukzessionsdynamik,
- Wirkungsgefüge der Gefährdungsfaktoren,
- genetische Vielfalt – Artenvielfalt – Biotopvielfalt – Ökosystem/Landschaftsvielfalt,
- entwicklungsbiologische, autökologische und ökophysiologische Erfordernisse eines breiten Spektrums von Organismen.

Solche komplexen Untersuchungen sollten vergleichend an unterschiedlichen Landschaftstypen, Ökosystemen und Arten im Rahmen umfassender, vergleichender Forschungsprogramme initiiert werden.

Dies erfordert eine gute Kommunikation und Abstimmung von WissenschaftlerInnen und EntscheidungsträgerInnen.

Eine wichtige Forderung an ÖkologInnen und NaturschutzexpertInnen ist die Weiterentwicklung bestehender Monitoring-Programme. Es gibt einige wenige Initiativen zum Langzeit-Monitoring einzelner Wirbeltiergruppen von Seiten der NGOs (z. B. BirdLi-

fe) oder Lebensräume (z. B. Forstbehörden: Waldzustandsbericht) sowie die Biodiversitätsmonitoring-Programme BINATS (PASCHER et al. 2020) und ÖBM-Kulturlandschaft (SCHINDLER 2017, 2021). Letztere befinden sich in einem Anfangsstadium, mit derzeit viel zu großen Erhebungssintervallen. Für eine Zusammenführung von solchen Einzelprojekten sollten sowohl Übereinkünfte für einen einheitlichen Raster der Erfassungspunkte getroffen werden als auch eine Festlegung von Kriterien, nach denen die jeweilige Qualität der Bestandsentwicklung zu beurteilen ist. Dabei sollten alle Lebensraum- bzw. Landschaftstypen sowie Tier-, Pflanzen- und Pilzgruppen in repräsentativem Umfang berücksichtigt werden.

Eine weitere dringend anstehende Aufgabe ist die Förderung von Ausbildungsstrategien über taxonomisch-systematische Kenntnisse. Für viele Organismengruppen schwindet in Österreich die Expertise oder ist bereits nicht mehr vorhanden. Ausbildungs-Programme, etwa im Sinne der von der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft initiierten „*Summerschools für Taxonomie und Systematik*“ oder einer angedachten Taxonomie-Akademie in Oberösterreich sind dringend zu fördern. Basis dafür sind strategische Konzepte für eine zielgerichtete Zusammenarbeit und Arbeitsteilung zwischen Universitäten, Fachhochschulen, Museen, einschlägigen öffentlichen und privaten Einrichtungen, ökologischen Planungsbüros, fachlichen Vereinen und den sogenannten Amateurwissenschaftlern sowie der Ausbau und Förderung einschlägiger digitaler Sammlungen (siehe z. B. CARDOSO et al. 2011)

Schlussfolgerung:

Gezielte Forschung zum Thema Biodiversitätsschutz sowie zur Weiterentwicklung von Monitoring-Konzepten erfordert ein nachhaltiges nationales Förderungsprogramm. Das schließt einen Schwerpunkt zur Förderung der Artenkenntnis vieler wichtiger Organismengruppen mit ein, für die in den letzten Jahrzehnten die Expertise weitgehend verlorengegangen ist. Hier könnte der neue am BMK eingerichtete Biodiversitätsfonds eine wichtige Rolle spielen, in dem er ausgebaut, abgesichert und inhaltlich mit klaren Zielen und Prioritäten versehen wird. Es besteht dringender Bedarf an einer zielgerichteten Zusammenarbeit zwischen Universitäten, Fachhochschulen, Museen, ökologischen Planungsbüros und einschlägigen öffentlichen und privaten Einrichtungen, um die Wissensbasis der Biodiversitätsgefährdung zu verbessern und dem Biodiversitäts-Verlust besser entgegenwirken zu können.

Dringende Empfehlung: intensivierter Dialog und mehr Mittel für Schutzmaßnahmen

Durch den wirtschaftlichen Druck zur Ertragsmaximierung in der Land- und Forstwirtschaft, einer oft einseitigen Konzeption in der Verkehrsplanung, sowie stark wachsender Flächenansprüche in Siedlungsbau, Gewerbe und Tourismuswirtschaft sind die Zielkonflikte gegenüber dem Naturschutz nahezu unlösbar geworden. Deshalb muss die Umsetzung der österreichischen Biodiversitäts-Strategien forciert, der Dialog zwischen Biodiversitätsschützern und „Nutzern“ verstärkt und die punktuell gute Zusammenarbeit ausgeweitet werden. Entwicklung und Umsetzung gezielter Marketingstrategien des Biodiversitätsschutzes zur Aufklärung und Einbindung und Sensibilisierung der Bevölkerung müssen verbessert werden, um die politische Akzeptanz durch Wählerdruck zu erhöhen.

Ein Diskussionsprozess sollte klären, wie auf allen Entscheidungsebenen Biodiversitätsthemen sachlich fundiert einfließen können. Zu fordern sind Gremien, in denen Behörden, Stakeholder, Fachexperten und NGOs, fachlich fundierte und abgestimmte Empfehlungen für den politischen Entscheidungsprozess entwickeln. Einen ersten Schritt in diese Richtung stellt die österreichische Biodiversitätskommission dar.

Ein wichtiges Erfordernis sind ausreichende finanzielle Mittel, um Maßnahmen setzen zu können, die tatsächlich Naturschutz auch für Nutzer und Interessensvertreter attraktiv machen. Dafür hat der Österreichische Biodiversitätsrat eine Milliarde Euro als Richtgröße für unmittelbar wichtige Maßnahmen gefordert. Diese Forderung ist voll zu unterstützen. Wenn sich Naturschutz lohnt, so wird der Naturschutz auch als Partner geschätzt werden.

Schlussfolgerung:

Es ist ein dringendes Erfordernis für den Biodiversitätsschutz und die Naturschutz-Forschung, dass die Interaktion mit Stakeholdern, Behörden und politischen Entscheidungsträgern aktiviert wird. Zu fordern sind Gremien, in denen Naturschutz-experten in die Vorbereitung von politischen Entscheidungen eingebunden sind, sowie die Bereitstellung ausreichender finanzieller Mittel, um Naturschutz auch für Grundbesitzer und Landschaftsnutzer attraktiv zu machen.

Rechtliche Rahmenbedingungen für Biodiversitätsschutz verbessern

Hier können nur einige vordringliche Verbesserungsmaßnahmen skizziert werden:

Auf Grund des Föderalismusprinzips bleiben die rechtlichen Rahmenbedingungen in Österreich oft ineffektiv, speziell, wenn der Schutzstatus einzelner Arten sowie die Einstufung ins Naturschutz- oder Jagdrecht länderweise differieren. Hier fehlt eine übergeordnete Bundeskompetenz (wie sie im Fall der Nationalparks wenigstens teilweise über den 15-a-Vertrag einfließt). Naturschutz ist in Österreich Ländersache, mit dem Ergebnis, dass es neun unterschiedliche Naturschutzgesetze gibt, in denen auch unionsrechtliche Vorgaben unterschiedlich umgesetzt sind. Dies führt letztlich sogar dazu, dass der Schutzstatus einzelner Arten unterschiedlich ist, und sie auch unterschiedlich dem Naturschutz- oder Jagdrecht zugeordnet wurden. Es ist daher dringend erforderlich, dass der Bund eine Grundsatzkompetenz zumindest hinsichtlich der Umsetzung der Naturschutzrichtlinien der EU erhält. Das wichtigste Naturschutzwerkzeug, Natura-2000 ist vielfach ineffektiv. Das liegt allerdings nicht am grundsätzlich guten gesetzlichen Rahmen der FFH-Richtlinie bzw. Vogelschutzrichtlinie, sondern an einer ungenügenden Umsetzung, etwa beim Schutzgebietsnetzwerk Natura-2000. Dies reicht von der ungenügenden Ausweisung geeigneter FFH-Schutzzüge (der Alpenraum blieb weitgehend unberücksichtigt), über fehlende Basiskartierungen für zahlreiche Schutzzüge/Bundesländer bis hin zu einer Schutzgebietsausweisung/-abgrenzung ohne ausreichende Berücksichtigung der Daten und fachlichen Vorgaben. Eine Langzeitsicherung essentieller Habitat- und Landschaftsstrukturen ist damit nicht gewährleistet. Es ist einzufordern, dass für sämtliche Natura-2000-Gebiete Managementpläne mit tatsächlichen Entwicklungszielen ausgearbeitet und verordnet werden und vor allem auch entsprechend Budget bereitgestellt

wird, um die unausweichlichen Entschädigungszahlungen an die Grundbesitzer leisten zu können.

Ein gravierendes strukturelles Hindernis bei der Umsetzung von Naturschutz-konformen Raumordnungskonzepten liegt in Österreich darin, dass die Raumordnungskompetenz bei den Gemeinden liegt, die nach wie vor eine wesentliche Aufgabe in der Widmung von Bauland sehen.

Die Wahrnehmung des Biodiversitätsschutzes in Genehmigungsverfahren und in der Strafverfolgung ist meist nicht zufriedenstellend. Selbst bei sehr groben Verstößen gegen den Arten- und Landschaftsschutz (z. B. Gülle-, Abfall- und Giftstoffeintrag in Gewässer, Nicht-Einhaltung vorgeschriebener Restwasserdotationen bei Ausleitungskraftwerken, Trockenlegung von Feuchtbiotopen, Vergiftungsaktionen gegen Greifvögel, Wilderei von Fischotter, Luchs, Wolf und Braunbär, gezielte Vernichtung von Lebensräumen und Brutstätten geschützter Tierarten) erfolgt zur Zeit die Strafverfolgung völlig unzureichend und inkonsistent. Es fehlt hier an ausgebildetem Personal, z. B. bei der Polizei („Biodiversitäts- und Umweltpolizei“). Unzureichend sind auch die Regularien zu Holzeinschlag, Wiesenmahd, Wiesenwalzung, oder Ackerumbruch während der Brutzeit, da die gesetzlichen Beschränkungen wohl für Gartenbesitzer und Gemeinden, nicht aber für die reguläre Land- und Forstwirtschaft gelten. Unbefriedigend sind vielfach die Genehmigungsverfahren bei landschaftsrelevanten Bauvorhaben, soweit sie auf eine umfassende Umwelt-Verträglichkeitsprüfung verzichten (z. B. Schiliftanlagen, Freizeitanlagen und Hotelprojekte am Rand von Schutzgebieten, Wasserausleitung für Kleinkraftwerke). Da der Genehmigungsprozess meist nur die Effekte und Störwirkungen für das örtliche Projekt, nicht aber für die umgebende Biozönose, die Langzeitentwicklung betroffener Populationen etc. berücksichtig, stehen hier einer „Salami-Taktik“ immer noch Tür und Tor offen. Darüber hinaus sind die Naturschutzverfahren bei Projekten solcher Projekte oft unbefriedigend, weil die Gesetze einerseits durch Interessenabwägungen Genehmigungen in hochsensiblen Naturräumen ermöglichen und andererseits kumulative Wirkungen oder Auswirkungen auf die umgebende Biozönose oder Langzeitentwicklungen betroffener Populationen nicht ausreichend berücksichtigt werden.

Schlussfolgerung:

Um einen fachlich kohärenten, effektiven und vor allem bundeseinheitlichen Biodiversitätsschutz zu gewährleisten bedarf es einer Staats- und Verwaltungsreform, einer übergeordneten Bundeskompetenz sowie bundesweiter rechtlicher Rahmenvorgaben.

Daneben zeigen die praktischen Erfahrungen, dass die Vorgaben eines umfassenden Biodiversitätsschutzes in den behördlichen Genehmigungsverfahren und in der Strafverfolgung meist unzureichend berücksichtigt werden (spezielle biodiversitätsgeschulte Exekutivorgane erforderlich). Fehlverhalten wird häufig als Stand der Pragmatik oder nur als „Kavaliersdelikt“ behandelt.

Literatur

- CARDOSO P., ERWIN T.L., BORGES P.A.V. & NEW T.R., 2011: The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation* 144 (11), 2647-2655.
- COM, 2020: EU BIODIVERSITY STRATEGY. Bringing nature back into our lives. https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/env-20-002_factsheet1-vbo-en-b.pdf.
- GRASS I., LOOS J., BAENSCH S., LIBRAN-EMBID F., FICICIYAN A., KLAUS F., RIECHERS M., ROSA J., TIEDE J., UDY K., WESTPHAL C., WURZ A. & TSCHARNTKE T., 2019: Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature* 1, 262-272, <https://doi.org/10.1002/pan3.21>.
- IPBES, 2019: Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn, 56 pp. <https://www.ipbes.net/sites/default/files/2020>.
- KOMPOSCH C., PAILL W., AURENHAMMER S., GRAF W., DEGASPERI G., DEJACO T., FRIESS T., HOLZINGER W., LEITNER A., RABITSCH W., SCHIED J., VOLKMER J., WIESER C., ZIMMERMANN P., AIGNER S. & EGGER G., 2016: Endemitenberg Koralpe – Erste zusammenfassende Darstellung (LiteratURAUSWERTUNG) der zoologischen und botanischen Endemiten dieses einzigartigen Gebirgsstocks. Unveröffentlichter Projektbericht im Auftrag von MMag. Ute PÖLLINGER, Umweltanwältin des Landes Steiermark, 204 S.
- MAMMOLA S., RICCIARDI N., PRIÉ V., CORREIA R., CARDOSO P., LOPES-LIMA M., SOUSA R., 2020: Towards a taxonomically unbiased European Union biodiversity strategy for 2030. *Proc. Roy. Soc. B: Biol. Sci.* 287.
- PASCHER K., HAINZ-RENETZEDER C., SACHSLEHNER L., FRANK T. & PACHINGER B., 2020: BINATS II – Erfassung der Biodiversität in den österreichischen Ackerbaugebieten anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen. 2. Erhebungsdurchgang 2017/18 nach zehn Jahren. Studie im Auftrag d. BMs f. Landwirtschaft, Regionen u. Tourismus (BMLRT) sowie des BMs f. Soziales, Gesundheit, Pflege u. Konsumentenschutz (BMSGPK). Endbericht 2020. Wien, 150 S.
- PATERNOSTER D., DANZINGER F., KOUKAL T., KUDRNAVSKY H., LACKNER S., BERGER A., SCHADAUER K., WRBKA T., STEJSKAL-TIEFENBACH M. & ELLMAUER T., 2021: Strategischer Rahmen für eine Priorisierung zur Wiederherstellung von Ökosystemen auf nationalem und subnationalem Niveau., Endbericht, Reports, Band 0741, ISBN: 978-3-99004-561-9
- RABITSCH W. & ESSL F., 2009: Endemiten – Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt. Klagenfurt & Wien; Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten & Umweltbundesamt, 924 S.
- REMMERT, H., 1991: Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz — eine Übersicht. Laufener Seminarbeitr. 5, 5–15.
- SCHIEMER F., 1999: Conservation of biodiversity in floodplain rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 115 (Large Rivers 11), 423–438.
- SCHINDLER S., ZULKA K.P., SONDEREGGER G., OBERLEITNER I., PETERSEIL J., ESSL F., ELLMAUER T., ADAM M. & STEJSKAL-TIEFENBACH M., 2016: Entwicklungen zur Biologischen Vielfalt in Österreich. Schutz, Status, Gefährdung. Reports, Band 0542. <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0542.pdf>, 192 pp.
- SCHINDLER S., BANKO G., MOSER D., GRIMMAYER R., ZULKA K.P., LAMB U., ESSL F. & STEJSKAL-TIEFENBACH M., 2017: Österreichisches Biodiversitäts-Monitoring (ÖBM) – Kulturlandschaft: Konzept für die Erfassung von Status und Trends der Biodiversität. Wien: Umweltbundesamt, 2017, Reports, Bd. 0635. 156 S. https://www.umweltbundesamt.at/studien-reports/publikations-detail?pub_id=2262&cHash=04f89bbc3e49e472f1b577a358538617
- SCHINDLER S., NEUWIRTH M., MOSER D., ADAM M., HOFMEISTER J., LACKNER S., PATERNOSTER D., STAUDINGER M., ZUNA-KRATKY T., GALLMETZER N., SAUBERER N., RICHTER P., HEIMBUCH

- H., GUARENTO E., WEGLEITNER S., OBERLEITNER I., BANKO G. & STEJSKAL-TIEFENBACH M., 2021: Österreichisches Biodiversitäts-Monitoring (ÖBM) – Kulturlandschaft: Erhebungen 2018 und Kurzzusammenfassung 2017/18. Wien: Umweltbundesamt, 2021, Reports, Bd. 0797, in Druck.
- STEFFEN W., RICHARDSON K., ROCKSTRÖM J., CORNELL S.E., FETZER I., BENNETT E.M., BIGGS R., CARPENTER S.R., DE VRIES W., DE WIT C.A., FOLKE C., GERTEN D., HEINKE J., MACE G.M., PERSSON L.M., RAMANATHAN V., REYERS B. & SÖRLIN S., 2015: Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347.
- STURM K., 1993: Prozessschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. *Zeitschr. f. Ökologie u. Naturschutz* 2, 181–192.
- TITTENSOR D.P., WALPOLE M., HILL S.L., BOYCE D.G., BRITTON G.L., BURGESS N.D. et al., 2014: A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346 (6206), 241-244.
- TOCKNER K., SCHIEMER F. & WARD J.V., 1998: Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system of the Danube River in Austria. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 8, 71-86.
- ZULKA K.P., 2014: Priorisierung österreichischer Tierarten und Lebensräume für Naturschutzmaßnahmen. Umweltbundesamt, Wien, 122 pp. https://www.zobodat.at/pdf/UBA_REP_404_0001-0122.pdf

Eingelangt: 2021 11 29

Anschriften:

Em. Univ.-Prof. Dr. Fritz SCHIEMER, Dept. Functional and Evolutionary Ecology: Limnology. University of Vienna, A-1030 Wien, Djerassiplatz 1.
E-Mail: friedrich.schiemer@univie.ac.at

HR Dr. Gerhard AUBRECHT, Zool.-Bot. Ges., Steinweg 13. A-4210 Gallneukirchen.
E-Mail: gerhard.aubrecht@24speed.at

Assoz. Univ.-Prof. Dr. Franz ESSL, Dept. of Botany and Biodiversity Research, Univ. Vienna, Rennweg 14, A-1030 Wien. E-Mail: franz.essl@univie.ac.at

HR Mag. Fritz GUSENLEITNER, Zool.-Bot. Ges., Lungitzerstr. 51, A-4222 St.Georgen/Gusen. E-Mail: gusev1@24speed.at

Priv.-Doz. Dr. Elisabeth HARING, Central Laboratory, Naturhistorisches Museum, Burggring 7, A-1010 Wien. E-Mail: elisabeth.haring@nhm-wien.ac.at

Univ.-Prof. Dr. Alois HERZIG, Nationalpark Neusiedler-See- Seewinkel, A-7143 Apetlon.
E-Mail: a.herzig@bnet.at

Dr. Robert LINDNER, Haus der Natur- Museum für Natur und Technik, Museumsplatz 5, A-5020 Salzburg. E-Mail: robert.lindner@hausdernatur.at

Univ.-Prof. Dr. Michael KIEHN, Core Facility Botanical Garden & Dept. of Botany and Biodiversity Research, Univ. Vienna, Rennweg 14, A-1030 Wien.
E-Mail: michael.kiehn@univie.ac.at

Mag. Dr. Christian KOMPOSCH, ÖKOTEAM - Institut für Tierökologie und Naturraumplanung, Bergmannsgasse 22, A-8010 Graz; Institut für Biologie, Karl-Franzens-Universität Graz, Universitätsplatz 2/I, A-8010 Graz. E-Mail: c.komposch@oekoteam.at

MMag. Ute PÖLLINGER, Umweltanwalt, Stempfergasse 7, A-8010 Graz.
E-Mail: umweltanwalt@stmk.gv.at

Dr. Norbert SAUBERER, „V.I.N.C.A.“ - Institut für Naturschutzforschung und Ökologie
GmbH, A-1090 Wien, Gießergasse 6/7. E-Mail: norbert.sauberer@vinca.at

Dr. Wolfgang SCHERZINGER, D-83483 Bischofswiesen, Stanggaß, Roßpoint 5.
E-mail: w.scherzinger@gmx.de

Univ.-Prof. Dr. Birgit SCHLICK-STEINER, Dept. of Ecology, Universität Innsbruck, Tech-
nikerstrasse 25, A-6020 Innsbruck. E-Mail: Birgit.Schlick-Steiner@uibk.ac.at

Dr. Christian SCHRÖCK, Biologiezentrum, OÖ Landes-Kultur GmbH, Johann-Wilhelm-
Klein Straße 73, A-4040 Linz. E-Mail: Christian.Schroeck@ooelkg.at

Univ.-Prof. Dr. Florian STEINER, Dept of Ecology, Universität Innsbruck, Technikerstraße
25, A-6020 Innsbruck. E-Mail: florian.m.steiner@uibk.ac.at

Univ.-Lektor D.I. Bernhard SCHÖN, Sonnseite 42, A-4591 Molln.
E-Mail: sonnseite@gmx.at

Univ.-Prof. Dr. Christian STURMBAUER, Institut für Biologie, Univ. Graz., A-8010 Graz,
Universitätsplatz 2. E-Mail: christian.sturmbauer@uni-graz.at

Univ.-Prof. Dr. Andreas TRIBSCH, Molecular Biosystematics & Evolution of Plants, Hell-
brunner Str. 34, A-5020 Salzburg. E-Mail: Andreas.Tribsch@plus.ac.at

Univ.-Prof. Dr. Hans, WINKLER, Department für Interdisziplinäre Lebenswissenschaften,
Veterinärmedizinische Universität Wien, Savoyenstr. 1A, A-1160 Wien.
E-Mail: hans-christoph.winkler@oeaw.ac.at

Dr. Klaus Peter ZULKA, Department für Funktionelle und Evolutionäre Ökologie, Univer-
sität Wien, Djerassiplatz 1, A-1030 Wien. E-Mail: klaus.peter.zulka@univie.ac.at

Biodiversity coverage of Austrian National Parks

Klaus Peter ZULKA, Christian GILLI, David PATERNOSTER, Gebhard BANKO,
Luise SCHRATT-EHRENDORFER & Harald NIKLFELD

To inform about the biodiversity coverage of the Austrian National Parks, data on species occurrence have been compiled and aggregated. Data were collated, assigned to commonly accepted taxonomic or typological concepts and matched with current national checklists. Similarly, national park coverage of habitat types listed in the Annex I of the EU Habitats Directive has been assessed. Total coverage of all national parks combined ranged from 69 % for vascular plants (excluding apomictic taxa, aliens and extinct species) to 94 % for breeding birds. About 80 % of Austrian habitat types listed in the Annex I of the European Union Habitats Directive are represented within the boundaries of the Austrian national parks. With a coverage of 68 % of Austrian breeding birds, Neusiedler See – Seewinkel National Park is a hotspot of bird diversity, whereas 74 % of the Austrian fish fauna use the Donau-Auen National Park in one or another way. By contrast, the alpine national parks Gesäuse, Kalkalpen and Hohe Tauern are hotspots for Austrian endemic and subendemic species. Vascular plant species richness is higher in those alpine national parks and they protect more than twice the number of Austrian Annex I habitat types compared to the eastern national parks. National Park Thayatal shows an intermediate position between alpine and Pannonian national parks regarding species composition and an extraordinarily high species richness compared to its small area. The high overall coverage of species and habitats of Austrian national parks within a comparatively small area of 3 % of the Austrian territory is the result of complementarity between Pannonian lowland national parks that protect species of open wetland, dry grassland, salt pans and floodplains on the one hand and alpine national parks harboring species of woodland and mountain habitats on the other hand. Despite this high coverage, many species of conservation importance live beyond national park borders, particularly in the southern Alps and in the western Austrian states Vorarlberg and Tyrol. In summary, the current analyses highlight the role of the national parks in Austrian biodiversity conservation; national parks are cornerstones of a comprehensive biodiversity conservation system in Austria.

ZULK A. P., GILLI C., PATERNOSTER D., BANKO G., SCHRATT-EHRENDORFER L. & NIKLFELD H., 2022: Biodiversitätsabdeckung österreichischer Nationalparks.

Um einen Überblick zu gewinnen, welchen Anteil der österreichischen Biodiversität die sechs Nationalparks abdecken, wurden Artnachweise gesammelt, organisiert und mit nationalen Checklisten abgeglichen. In gleicher Weise wurde die Abdeckung der Lebensraumtypen, die im Anhang I der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie aufgelistet sind, ermittelt. Die Abdeckung reicht von 69 % für die Gefäßpflanzen (außer Apomikten, gebietsfremde und ausgestorbene Arten) bis zu 94 % bei den Brutvögeln. Etwa 80 % der Anhang-I-Lebensraumtypen der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie sind in den Nationalparks repräsentiert. Mit 68 % Faunenabdeckung ist der Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel ein Hotspot der Vogel-Artenvielfalt. Im Nationalpark Donau-Auen wurden 74 % der österreichischen Fischarten nachgewiesen. Im Gegensatz dazu sind die alpinen Nationalparks Gesäuse, Kalkalpen und Hohe Tauern Hotspots der in Österreich endemischen und subendemischen Arten; die Gefäßpflanzenvielfalt ist in diesen alpinen Nationalparks höher und sie beherbergen fast die doppelte Anzahl von Anhang-I-Lebensraumtypen verglichen mit den östlichen drei Tieflands-Nationalparks. Der Nationalpark Thayatal steht von seiner Artenzusammensetzung her zwischen den östlichen und den alpinen Nationalparks und zeigt im Verhältnis zu seiner geringen Ausdehnung einen sehr hohen Artenreichtum.

Die hohe Biodiversitäts-Abdeckung der österreichischen Nationalparks auf weniger als 3 % der Landesfläche wird als Folge der Komplementarität zwischen ihnen interpretiert: Die östlichen Tieflands-Nationalparks beherbergen Offenland-, Trockenrasen-, Feuchtgebiete-, Salzstandorts- und Flussauen-Arten; die alpinen Nationalparks ergänzen dieses Set mit Wald- und Gebirgsarten. Trotz der hohen Abdeckung leben

zahlreiche naturschutzrelevante Arten außerhalb der Nationalparks, insbesondere in den Südalpen und in den westlichen Bundesländern Vorarlberg und Tirol. Insgesamt unterstreicht die vorliegende Studie die Rolle der Nationalparks im österreichischen Naturschutz; Nationalparks sind Kernbestandteile eines umfassenden Biodiversitäts-schutzesystems in Österreich.

Keywords: National parks, biodiversity coverage, checklist, gap analysis, systematic conservation planning.

Introduction

Biodiversity is in global decline (IPBES 2019). The current biodiversity crisis has been compared to the six geological mass extinctions in global history (BARNOSKY et al. 2011). Dramatic reductions in insect numbers illustrate a rapid deterioration of biodiversity also in Central Europe (HALLMANN et al. 2017, SEIBOLD et al. 2019). Apparently, large population declines are no longer restricted to sensitive demanding Red-Listed specialized species, but are beginning to affect a large set of common species as well.

National parks are a major conservation tool to counteract biodiversity declines. Between 1981 and today, six Austrian National parks have been established. The national parks Hohe Tauern, Neusiedler See – Seewinkel, Donau-Auen, Kalkalpen, Thayatal and Gesäuse have been positioned into landscape of extraordinary beauty and high ecological significance, encompassing, among others, the highest mountain in Austria, the westernmost alkaline salt pan area in Eurasia and the most important large-scale European floodplain corridor of the Danube River. On the other hand, all six national parks combined cover only 2,8 % of the Austrian total land area, with the National Park Hohe Tauern alone comprising 2,1 %. The smallest park, Thayatal National Park, measures only 13 km².

The species-area relationship, the frequently observed pattern of increasing species numbers with increasing area, albeit at a declining increase rate, has been called one of the few universal laws in ecology (SCHOENER 1976). Following this theory, the very limited area of Austrian national parks might be indicative of a poor coverage of Austria's biodiversity. On the other hand, Austria's national parks are situated in unique landscapes with rare habitat types, such as salt pans, wetlands, floodplains or high mountain environments. These habitat types harbor highly specialized species, which complement the pool of common species present in any national park. Judged from this perspective, a coverage far beyond the constraints imposed by the limited area could be possible.

Since their inception, the Austrian national parks have made substantial efforts to compile inventories of their biodiversity assets. In this way, a very large data body has been accumulated (e. g. MARINGER 2018). To date, these data have been collected individually and stored separately; no over-arching analyses across all national parks have ever been attempted. Hence, the exact amount of biodiversity covered by the Austrian national parks individually and collectively was not known.

In a project commissioned by National Parks Austria, Umweltbundesamt – Environment Agency Austria and Department of Botany and Biodiversity Research at the University of Vienna joined forces to assemble individual national park checklists of vascular plants, vertebrates, endemic/subendemic species and Habitats Directive Annex I habitat types and compared them to Austrian checklists developed and maintained at their institutions. The project was designed to provide a comprehensive overview of the biodiversity assets pro-

tected in Austrian national parks. Data on vertebrates and vascular plants have been compiled for decades; consequently, it is likely that the regional species pools of the national parks have been sufficiently and exhaustively documented. For the habitat types in Annex I of the habitat directive, a national documentation scheme has been operating at Umweltbundesamt – Environment Agency Austria for years. For endemic species, the comprehensive compilation in RABITSCH & ESSL (2009) provided a national reference for an overarching comparison of the endemic/subendemic species in the national parks. A detailed account of the project results and data has been compiled in Zulka et al. (2021); here, we summarize the most important results and provide some additional cross-taxon analyses.

Clearly, the main focus of the project was the biodiversity within the boundaries of the national parks. However, the analyses shed also light on the gaps of the current national park system and identify species that are threatened but not covered by any national park area. Thus, the results may also inform about a potential future development of the Austrian protected area network.

Material and Methods

Coverage for vertebrate and vascular plant species

Species lists for the national parks were generated from the national park species inventory databases and/or were submitted as pre-compiled lists to Umweltbundesamt – Environment Agency Austria and to the Department of Botany and Biodiversity Research, University of Vienna.

The Austrian national checklist of mammals was based on SPITZENBERGER (2005) and SPITZENBERGER (2002). The list was complemented with *Myotis alcathoe* VON HELVERSEN & HELLER 2001 (Alcathoe bat, newly recorded for Austria in SPITZENBERGER et al. 2008), *Myotis dasycneme* BOIE, 1825 (pond bat; first Austrian record in REITER et al. 2010), *Tadarida teniotis* RAFINESQUE, 1814 (European free-tailed bat; reported for Austria in DOBNER 2010). *Mus musculus* and *Mus domesticus* are now treated as subspecies (justification in SILVER 1995, see also MUSSER et al. 2016), whereas the separation of *Arvicola scherman* from *Arvicola amphibius* (= *Arvicola terrestris* in SPITZENBERGER 2002, 2005) seems to be increasingly appreciated. From this national checklist of 104 species, non-native alien species were excluded, which led to a reference set of 94 Austrian mammal species for the calculation of national park coverage proportions.

For the national reference of Austrian breeding birds, we used DVORAK et al. (2017). Taxon concepts and species names were aligned with RANNER (2017) and HBW & BIRD LIFE International (2019). Species no longer breeding in Austria (category RE in DVORAK et al. 2017; 16 species) were excluded for the calculation of coverage proportions, except for the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*, which has been reintroduced in the Alps (FREMUTH et al. 2008).

The reptile and amphibian checklists are based on GOLLMANN (2007) and CABEZA et al. (2001); nomenclature of the reptiles has been updated according to UETZ et al. (2019), nomenclature of amphibians follows AMPHIBIAWEB (2020). *Lissotriton helveticus*, the Palmate Newt, was added to the Amphibia checklist, since this species had been confirmed as an Austrian species in 2008 (GRABHER & NIEDERER 2011). Records of *Triturus cristatus* from the national park Thayatal database were reassigned to *Triturus carnifex* (MILEK,

pers. comm.; GOLLMANN, pers. comm.; following the analyses in LAGLER [2015]), records from Donau-Auen National Park were reassigned to *Triturus dobrogicus* (C. BAUMGARTNER, in litt.).

The starting point for the compilation of the Austrian fish reference was the Austrian Red List (WOLFRAM & MIKSCHI 2007). The split of *Eudontomyzon mariae*, *Salmo trutta*, *Gobio albipinnatus*, *Rutilus pigus*, already discussed in WOLFRAM & MIKSCHI (2007), has been performed in the meantime (FROESE & PAULY 2020). “*Barbus* sp.” (*petenyi* group) in WOLFRAM & MIKSCHI (2007) is associated with *Barbus carpathicus*, as delineated in FROESE & PAULY (2020). “*Cobitis* sp.” in WOLFRAM & MIKSCHI (2007) probably refers to *Cobitis elongatoides* and *Cobitis taenia*. The species “Kröpfpling” of Attersee in WOLFRAM & MIKSCHI (2007) corresponds to the taxon concept of *Coregonus austriacus* VOGT, 1909 in KOTTELAT & FREYHOF (2007). All of these taxonomic interpretations are preliminary. The checklist has been complemented with *Romanogobius skywalleri* FRIEDRICH, WIESNER, ZANGL, DAILL, FREYHOF & KOBLMÜLLER, 2018, a newly described species (FRIEDRICH et al. 2018; WOLFRAM, pers.comm.). Depending on the number of alien species included, the full Austrian fish checklist comprises around 100 species. For the coverage calculations, we excluded introduced species and extinct species (species in Red List categories RE and EX in WOLFRAM & MIKSCHI 2007 and *Salmo schiefermuelleri*), which led to a reference set of 70 Austrian native fish species.

A recently published checklist of Austrian vascular plants (GILLI et al. 2019) provided the reference set for the calculation of the vascular plant biodiversity coverage. Plant distribution data came from the Austrian flora mapping project (NIKLFELD, SCHRATT-EHRENDORFER et al., unpublished) and from several private and institutional sources. Records prior to 1950 were excluded. All data records were thoroughly checked for plausibility and taxonomic viability. From the remaining data, vascular plant species checklists for all national parks were generated and coverage proportions were calculated. For the analyses, only native and archaeophytic plant species were considered. Extinct species were excluded from the coverage proportion calculations, as were subspecies and varieties. Secondary occurrences of native species with ephemeral populations in national parks were not considered for the six national park checklists; apomictic taxa with a large number of poorly known species (*Alchemilla*, *Hieracium*, *Ranunculus auricomus* agg., *Rubus* Sect. *Rubus*, *Taraxacum*) were treated as aggregates. With a few exceptions, taxon concepts and nomenclature followed FISCHER et al. (2008).

Coverage of Austrian habitat types

Several Austrian habitat classifications systems were considered for the assessment of habitat diversity. Owing to the comprehensive national coverage of the distribution data, we used the system of Annex I of the EU Habitats Directive (COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION 2013). This system comprises habitat types of European importance, however, not all habitat types occurring in Austrian national parks are listed.

For all of the six national parks, a list of Annex I habitat types was compiled. The selection was based on a database maintained and managed in Umweltbundesamt – Environment Agency Austria on behalf of the Austrian provinces containing the Habitats Directive Annex species and habitat records (Umweltbundesamt – Environment Agency Austria 2020). As a spatial reference, we used the 3' × 5' grid (grid cell size 5.55 × 6.25 km) which is also used for the Austrian flora mapping project. We restricted our analysis to data recorded

between 2013 and 2018; this restriction has led to omission of some habitat types that are present in the national parks but were not recorded in that period.

Faunal and floral similarity

Using the vertebrate and plant presence data, we calculated a hierarchical cluster analysis (LEGENDRE & LEGENDRE 1998). As a proximity measure, we calculated Jaccard's coefficient of community (LEGENDRE & LEGENDRE 1998, p. 256), which is computed as $J = a/(a+b+c)$ with a being the number of species present in both national parks A and B, b the number of species present only in national park A and c the number of species present only in national park B.

This similarity matrix was then subjected to hierarchical cluster analysis using the UPG-MA algorithm (unweighted arithmetic average clustering, LEGENDRE & LEGENDRE 1998 p. 319; corresponding to “between-groups linkage” in SPSS terminology). The multivariate analyses were performed with SPSS Windows 10.0 (IBM Inc.).

Uniqueness

If five national parks already existed in Austria and a sixth national park would be added, how would that change the national park coverage of all parks combined? In other words, how unique are Austria's national parks within the set of six national parks? To answer these questions, we calculated the number of species restricted to one of the six national parks within the national park network. These species would be added to the national park species richness set if the nation park were included into the set of national parks.

Species coverage of threatened vertebrates

About one third of the Austrian vertebrates is listed in one of the Red List Categories CR (Critically Endangered), EN (Endangered) or VU (Vulnerable) (SPITZENBERGER 2005, GOLLMANN 2007, WOLFRAM & MIKSCHI 2007, DVORAK et al. 2017). In addition to the coverage calculations for all species, we computed the proportions only for these threatened vertebrates in the six national parks.

Coverage of endemic and subendemic species

Endemic species are species with a small range restricted to a particular region; Austrian endemic species are species of which all global populations are restricted to Austria, Austrian subendemic species are those with at least 75 % of their populations in Austria, as defined in RABITSCH & ESSL (2009). Endemic species are of primary concern in biodiversity conservation, since (1) their extinction risk is frequently elevated owing to the small range and small total abundance, (2) responsibility for their global survival rests with the region of their occurrence.

Data for the present analyses are primarily from this atlas of Austrian endemic and subendemic species (RABITSCH & ESSL 2009). Species distribution map grid cells (3' x 5') covering a national park were compared with all grid cells of the species in Austria. This allows not only a compilation of national park endemics/subendemics checklists, but also allows for an assessment of the concentration of the species in particular regions.

Atlas data were modified and updated in three ways: (1) Owing to the coarseness of the grid cells, endemic species may be assigned to a national park that, in reality, live outside

of its borders: If the species is listed for a national park grid cell, but is known to live in habitat types only occurring outside of the national park, it was excluded from the national park checklist. (2) If a species has lost its status as an Austrian endemic or subendemic species owing to new records beyond the known range, it was deleted from the respective national park checklist. However, no such validation could be done for all species in the database of the Austrian endemism atlas (RABITSCH & ESSL 2009). The overall Austrian reference number may therefore be too high. Therefore, no coverage proportions were calculated for endemic and subendemic species. (3) Within the national parks, several programmes have been performed to uncover new and to better document already known endemic species, in particular in Gesäuse National Park and in Kalkalpen National Park. Endemic species newly discovered since the publication by RABITSCH & ESSL (2009) were added to the national park checklists.

The national concentration of an endemic or subendemic species was calculated as the proportion of national park grid cells divided by the number of occupied grid cells in Austria. For endemics, the resulting figure was multiplied by 100 for endemic and by 75 for subendemic species. The result can be interpreted as an approximative measure of the proportion of the world population of a species living in a particular Austrian national park.

Then, the resulting species-specific concentration measure numbers were summed up across all species occurring in a national park to obtain a comprehensive measure for the park.

Results

Species coverage for vertebrates, vascular plants and Habitats Directive Annex I habitats

A high percentage of Austria's biodiversity is located and protected in the Austrian national parks (Fig. 1). Almost 90 % of the native Austrian vertebrate fauna is occurring in at least one of the Austrian national parks. Among single national parks, species coverage ranges from 30 % (Kalkalpen) to 60 % (Neusiedler See – Seewinkel). For plant species, numbers are around 30 % in the eastern lowland national parks and around 35 % in the alpine national parks, yet the overall coverage of all parks combined is about 70 % of the Austrian native flora (Fig. 1). The coverage of habitat types of the Annex I of The European Union Habitats Directive is almost twice as high in the alpine national parks compared to the eastern Austrian national parks. More than 80 % of the Austrian Annex I habitat types are located in one or more national parks.

Coverage among vertebrate groups

Between 79 % (reptiles) and 94 % (breeding birds) of the Austrian native vertebrate species (excluding alien species and extinct species, Tab. 1) are occurring in Austrian national parks. The coverage is comparatively homogeneous for mammals among the six national parks, but uneven for birds, amphibians and fishes. Almost 70 % of the Austrian bird species breed in Neusiedler See – Seewinkel National Park, and almost 75 % of Austria's native fish fauna has been recorded in Donau-Auen National Park. These two national parks are also biodiversity hotspots for reptiles and amphibians. Table 2 provides a comprehensive checklist of Austrian vertebrates and their occurrences in Austrian national parks.

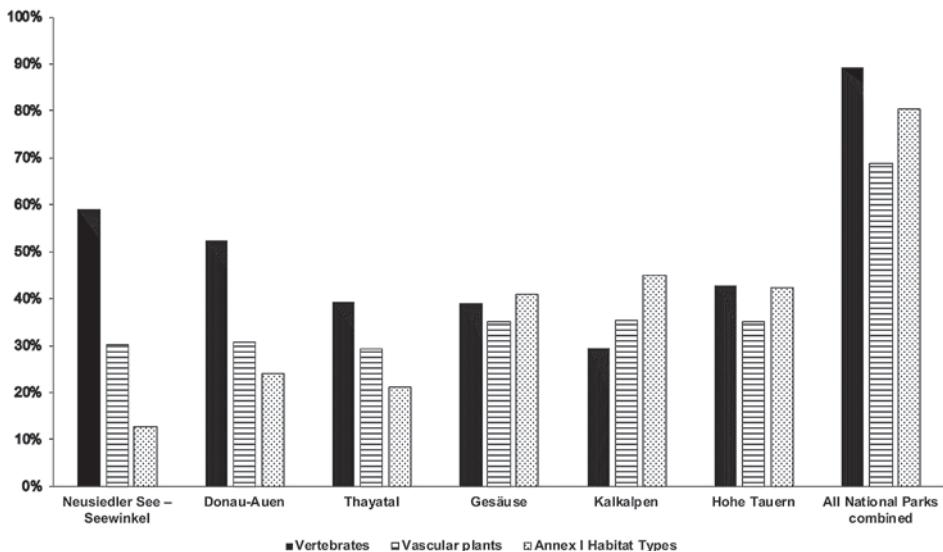


Fig. 1: Representation of Austrian native vertebrate species, native vascular plant species and Habitats Directive Annex I habitat types in Austrian national parks. – Abb. 1: Abdeckung der österreichischen einheimischen Wirbeltier- und Gefäßpflanzenarten sowie der Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.

Tab. 1: Representation of native vertebrate species in Austrian national parks. – Tab. 1: Abdeckung der einheimischen Wirbeltierarten in den österreichischen Nationalparks.

	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern	All National Parks combined	Austria total
Species numbers of native vertebrate species								
Mammals (Mammalia)	56	38	55	51	45	55	82	94
Breeding Birds (Aves)	146	105	81	82	60	110	202	215
Reptiles (Reptilia)	9	8	7	7	7	5	11	14
Amphibians (Amphibia)	12	14	11	7	7	4	18	21
Fishes (Pisces)	22	52	9	15	3	3	57	70
Proportion of native vertebrate species								
Mammals (Mammalia)	60%	40%	59%	54%	48%	59%	87%	
Breeding Birds (Aves)	68%	49%	38%	38%	28%	51%	94%	
Reptiles (Reptilia)	64%	57%	50%	50%	50%	36%	79%	
Amphibians (Amphibia)	57%	67%	52%	33%	33%	19%	86%	
Fishes (Pisces)	31%	74%	13%	21%	4%	4%	81%	

Similarity of vertebrate fauna and vascular plant flora among the national parks

Cluster analysis showed two distinct clusters, one with alpine national parks, one with Pannonian national parks. Thayatal National Park had an intermediate position, it was attached to the alpine national park cluster for vertebrates and to the Pannonian national park cluster for vascular plants (Fig. 2). Gesäuse National Park and Kalkalpen National Park showed a high degree of similarity. Vertebrates of Hohe Tauern National Park were also closely attached within this cluster, whereas vascular plants showed a lower degree of similarity. National Parks Neusiedler See – Seewinkel and Donau-Auen are more mutually distinct than the alpine national parks with respect to vertebrates, less so with regard to vascular plants (Fig. 2).

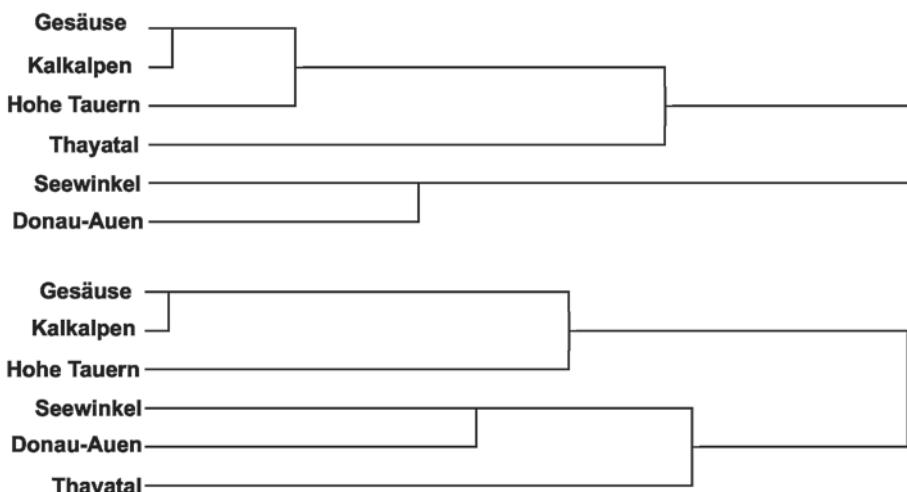


Fig. 2: Similarity of vertebrate faunas (above) and vascular plant floras (below) between the six Austrian national parks, measured by Jaccard's community coefficient. Hierarchical clustering, UPGMA method. – Abb. 2: Ähnlichkeit der Wirbeltierfauna (oben) und der Gefäßpflanzenflora (unten) zwischen den sechs österreichischen Nationalparks, gemessen mit dem Jaccard-Index. Hierarchische Clusteranalyse mit der UPGMA-Methode.

Uniqueness

The highest species increase of a single national park to the species coverage of the remaining parks comes from Neusiedler See – Seewinkel National Park with 58 additional species (Fig. 3); corresponding to 23 % of the vertebrate national park fauna, 15 % of the vertebrate fauna of all national parks and 13 % of the Austrian current native vertebrate fauna. For vascular plants, the highest coverage boost is obtained when including Hohe Tauern National Park into the set of Austrian National Parks with 230 additional species (21 % of the vascular plant flora of the park, corresponding to 12 % of the national park set richness and 8 % of the Austrian native vascular plant flora richness, Fig. 3). Uniqueness is high for Donau-Auen National Park with regard to vertebrates and vascular plants; it is lowest for Gesäuse National Park and Kalkalpen National Park (Fig. 3).

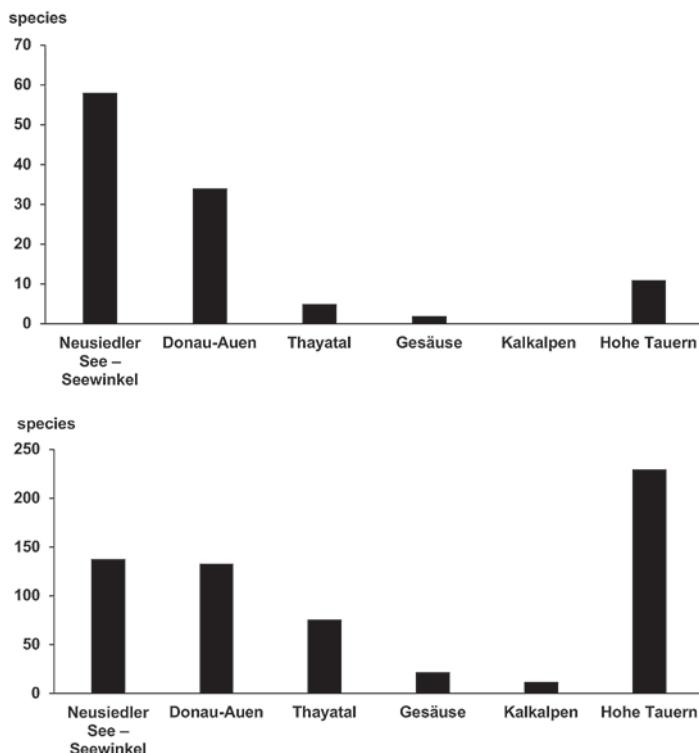


Fig. 3: Coverage improvement when adding one national park to the set of the other five national parks for vertebrates (above) and plants (below). – Abb. 3: Abdeckungsverbesserung beim Hinzufügen des jeweiligen Nationalparks zum Set der anderen Nationalparks für Wirbeltiere (oben) und der Gefäßpflanzenflora (unten).

Vertebrate species not covered in Austrian national parks

In Table 2, all Austrian vertebrate species are listed along with their occurrence in Austrian national parks. For species without any occurrence in any of the national parks, reasons for their absence are given. Most frequently, species are not covered within the national park set because of geographical constraints (Fig. 4). Several of these uncovered species have a western European range; overlap with Austria's national area is limited and confined to the western state Vorarlberg (e. g. *Crocidura russula*, *Sorex coronatus*, *Lissotriton helveticus*). Two reptiles (*Iberolacerta horvathi*, *Vipera ammodytes*) overlap into Austrian territory at their northern range border and occupy here a small and shrinking (*V. ammodytes*) range area.

Several species, some of them Red-Listed as Endangered or Critically Endangered (Tab. 2), occupy a range so small that it is not covered by any national park (e. g. Bavarian Vole *Microtus bavaricus*, *Coregonus* spp. restricted to individual prealpine lakes).

A substantial number of species has not been recorded because of taxonomical issues (e. g. species has been redelineated) or because they have been only recently discovered on Austrian territory (e. g. *Apodemus agrarius*, *Taderida teniotis*) or are currently being re-established in Austria (*Strix uralensis*). With expanding ranges and better knowledge of these species, they might end up on national park checklists in the future (Fig. 4).

Tab. 2: Occurrence of vertebrates in Austrian national parks, along with their Red List threat category (SPITZENBERGER 2005, DVORAK et al. 2017, GOLLMANN 2007, WOLFRAM & MIKSCHI 2007). For species not occurring in any one of the six national parks, a potential reason ist given². – Tab. 2. Vorkommen von Wirbeltieren in den österreichischen Nationalparks; mit der Rote-Liste-Gefährdungskategorie (SPITZENBERGER 2005, DVORAK et al. 2017, GOLLMANN 2007, WOLFRAM & MIKSCHI 2007). Wenn Arten in keinem der sechs Nationalparks vorkommen, wird ein möglicher Grund angegeben².

Species	National Park								All National Parks combined	Red List Category ¹	Reason for non-coverage ²	Notes
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)				
<i>Alces alces</i> , Elk			●						●	NE		
<i>Apodemus agrarius</i> , Striped Field Mouse										NE	New	3
<i>Apodemus alpicola</i> , Alpine Mouse										NT	Tax	
<i>Apodemus flavicollis</i> , Yellow-necked Mouse	●		●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Apodemus sylvaticus</i> , Wood Mouse	●		●	●	●		●	●	●	LC		
<i>Apodemus uralensis</i> , Pygmy Field Mouse	●								●	DD		
<i>Arvicola amphibius</i> , European Water Vole	●						●		●	LC		4
<i>Arvicola scherman</i> , Montane Water Vole										NA	Tax	4
<i>Barbastella barbastellus</i> , Barbastelle		●	●	●	●	●	●	●	●	VU		
<i>Canis aureus</i> , Golden Jackal	●								●	NE		
<i>Canis lupus</i> , Grey Wolf							●		●	RE		
<i>Capra ibex</i> , Alpine Ibex				●		●	●	●	●	LC		
<i>Capreolus capreolus</i> , Roe Deer	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Castor canadensis</i> , American Beaver										NE	Ali	5
<i>Castor fiber</i> , European Beaver	●	●	●	●					●	LC		
<i>Cervus elaphus</i> , Red Deer	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Cervus nippon</i> , Sika Deer										NE	Ali	5
<i>Chionomys nivalis</i> , Snow Vole				●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Cricetus cricetus</i> , Common Hamster	●								●	VU		
<i>Crocidura leucodon</i> , Bi-coloured White-toothed Shrew	●	●							●	LC		
<i>Crocidura russula</i> , Greater White-toothed Shrew										VU	Geo	
<i>Crocidura suaveolens</i> , Lesser White-toothed Shrew	●	●	●						●	LC		
<i>Dama dama</i> , Fallow Deer				●					●	NE		5
<i>Dryomys nitedula</i> , Forest Dormouse							●		●	LC		

Species	National Park								Reason for non-coverage ²	Notes
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)		
	●	●	●	●	●	●	●	●	●	NT
<i>Eliomys quercinus</i> , Garden Dormouse	●								●	LC
<i>Eptesicus nilssonii</i> , Northern Bat	●	●	●	●				●	●	VU
<i>Eptesicus serotinus</i> , Serotine	●	●	●		●			●	●	NT
<i>Erinaceus europaeus</i> , Western Hedgehog	●		●						●	LC
<i>Erinaceus roumanicus</i> , Northern White-breasted Hedgehog	●		●						●	RE
<i>Felis silvestris</i> , Wildcat	●		●						●	LC
<i>Glis glis</i> , Fat Dormouse	●	●	●	●				●	●	EN
<i>Hypsugo savii</i> , Savi's Pipistrelle	●	●	●						●	NT
<i>Lepus europaeus</i> , Brown Hare	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC
<i>Lepus timidus</i> , Mountain Hare	●	●	●	●	●	●	●	●	●	NT
<i>Lutra lutra</i> , European Otter	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC
<i>Lynx lynx</i> , Eurasian Lynx	●			●	●	●	●	●	●	NT
<i>Marmota marmota</i> , Alpine Marmot	●			●	●	●	●	●	●	EN
<i>Martes foina</i> , Beech marten	●		●	●	●	●	●	●	●	LC
<i>Martes martes</i> , Pine marten	●		●	●	●	●	●	●	●	LC
<i>Meles meles</i> , Badger	●		●	●	●	●	●	●	●	LC
<i>Micromys minutus</i> , Harvest Mouse	●	●	●						●	NT
<i>Microtus agrestis</i> , Field Vole	●		●	●	●	●	●	●	●	LC
<i>Microtus arvalis</i> , Common Vole	●	●	●		●	●	●	●	●	LC
<i>Microtus bavaricus</i> , Bavarian Vole									●	CR
<i>Microtus liechtensteini</i> , Illyrian Vole									●	EN
<i>Microtus oeconomus</i> , Root Vole	●								●	Geo
<i>Microtus subterraneus</i> , Common Pine Vole	●	●	●	●	●	●	●	●	●	VU
<i>Miniopterus schreibersii</i> , Schreiber's Bat	●	●							●	LC
<i>Mus musculus</i> , House Mouse	●	●	●						●	RE
<i>Mus spicilegus</i> , Steppe Mouse	●								●	Ext
<i>Muscardinus avellanarius</i> , Common Dormouse			●	●	●	●	●	●	●	8
<i>Mustela erminea</i> , Stoat	●		●	●	●	●	●	●	●	LC
<i>Mustela eversmannii</i> , Steppe Polecat	●		●						●	EN
<i>Mustela nivalis</i> , Weasel	●		●		●	●	●	●	●	LC

Species	National Park									Reason for non-coverage ²	Notes	
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)	Hohe Tauern combined	All National Parks combined	Red List Category ¹	
<i>Mustela putorius</i> , Western Polecat	●					●			●	●	NT	
<i>Myocastor coypus</i> , Coypu	●									●	NE	5
<i>Myodes glareolus</i> , Bank Vole	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC	9
<i>Myotis alcathoe</i> , Alcathoe Bat		●	●							●	NA	10
<i>Myotis bechsteinii</i> , Bechstein's Bat		●	●			●				●	VU	
<i>Myotis blythii</i> , Lesser Mouse-Eared Bat	●	●								●	CR	
<i>Myotis brandtii</i> , Brandt's Bat			●	●	●	●	●		●	●	VU	
<i>Myotis capaccinii</i> , Long-fingered Bat										●	NE	11
<i>Myotis dasycneme</i> , Pond bat		●	●							●	NA	10
<i>Myotis daubentonii</i> , Daubenton's Bat	●	●	●	●	●	●			●	●	LC	
<i>Myotis emarginatus</i> , Geoffroy's Bat		●	●	●	●	●				●	VU	
<i>Myotis myotis</i> , Greater Mouse-eared Bat	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Myotis mystacinus</i> , Whiskered Bat	●	●	●	●	●	●	●		●	●	NT	
<i>Myotis nattereri</i> , Natterer's Bat		●	●	●	●	●				●	VU	
<i>Neomys anomalus</i> , Miller's Water Shrew	●			●			●		●	●	LC	
<i>Neomys fodiens</i> , Water Shrew	●	●		●	●	●	●	●	●	●	NT	
<i>Neogale vison</i> , American Mink		●								●	NE	5, 12
<i>Nyctalus leisleri</i> , Leisler's Bat	●	●	●						●	●	VU	
<i>Nyctalus noctula</i> , Noctule	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	NE	
<i>Nyctereutes procyonoides</i> , Raccoon Dog	●		●		●					●	NE	5
<i>Ondatra zibethicus</i> , Muskrat	●		●							●	NE	5
<i>Oryctolagus cuniculus</i> , Rabbit	●			●						●	VU	
<i>Ovis orientalis</i> , Red Sheep			●	●			●		●	●	NE	5
<i>Pipistrellus kuhlii</i> , Kuhl's Pipistrelle	●					●			●	●	VU	
<i>Pipistrellus nathusii</i> , Nathusius pipistrelle	●	●	●	●	●	●				●	NE	
<i>Pipistrellus pipistrellus</i> , Common Pipistrelle	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	NT	
<i>Pipistrellus pygmaeus</i> , Soprano Pipistrelle	●	●	●	●	●	●		●	●	●	DD	
<i>Plecotus auritus</i> , Brown Long-Eared Bat	●	●	●	●	●	●	●		●	●	LC	
<i>Plecotus austriacus</i> , Grey Long-eared Bat	●	●	●							●	VU	
<i>Plecotus macrobullaris</i> , Grey Long-eared Bat		●								DD	Tax	

Species	National Park								Red List Category ¹	Reason for non-coverage ²	Notes
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)			
<i>Procyon lotor</i> , Raccoon	●				●				NE		5
<i>Rattus norvegicus</i> , Brown Rat	●	●	●	●		●		●	LC		
<i>Rattus rattus</i> , Black Rat	●							●	CR		
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> , Greater Horseshoe Bat				●	●	●	●	●	CR	Rec	
<i>Rhinolophus hipposideros</i> , Lesser Horseshoe Bat			●	●	●	●	●	●	VU		
<i>Rupicapra rupicapra</i> , Alpine Chamois				●	●	●	●	●	LC		
<i>Sciurus vulgaris</i> , Red Squirrel	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Sicista betulina</i> , Northern Birch Mouse				●		●	●	●	VU		
<i>Sicista subtilis</i> , Southern Birch Mouse									RE	Ext	
<i>Sorex alpinus</i> , Alpine Shrew				●	●	●	●	●	NT		
<i>Sorex araneus</i> , Common Shrew	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Sorex coronatus</i> , Millet's Shrew									VU	Geo	
<i>Sorex minutus</i> , Pygmy Shrew	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Spermophilus citellus</i> , European Ground Squirrel	●								EN		
<i>Sus scrofa</i> , Wild Boar	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Tadarida teniotis</i> , European Free-tailed Bat									NA	New	10
<i>Talpa europaea</i> , Common Mole	●		●	●	●	●	●	●	NT		
<i>Ursus arctos</i> , Brown Bear				●			●	●	VU		
<i>Vespertilio murinus</i> , Parti-coloured Bat	●	●	●	●	●	●	●	●	NE		
<i>Vulpes vulpes</i> , Red Fox	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
Birds											
<i>Acanthis flammea</i> , Common Redpoll				●		●	●	●	LC		
<i>Accipiter gentilis</i> , Goshawk		●	●	●	●	●	●	●	NT		
<i>Accipiter nisus</i> , Sparrow Hawk	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Acrocephalus arundinaceus</i> , Great Reed Warbler	●	●							LC		
<i>Acrocephalus melanopogon</i> , Moustached Warbler	●								VU		

Species	National Park								All National Parks combined	Red List Category ¹	Reason for non-coverage ²	Notes
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)				
<i>Botaurus stellaris</i> , Bittern	●								●	VU		
<i>Bubo bubo</i> , Eagle Owl	●			●		●	●	●	●	LC		
<i>Bucephala clangula</i> , Goldeneye										VU	Geo	
<i>Burhinus oedicnemus</i> , Eurasian Stone-curlew										CR	Eco	
<i>Buteo buteo</i> , Buzzard	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Calidris pugnax</i> , Ruff		●								RE	Ext	
<i>Caprimulgus europaeus</i> , Nightjar										VU		
<i>Carduelis carduelis</i> , Goldfinch	●	●	●			●	●	●	●	LC		
<i>Carduelis citrinella</i> , Citril Finch							●	●	●	NT		
<i>Carpodacus erythrinus</i> , Scarlet Rosefinch						●				EN		
<i>Certhia brachyactyla</i> , Short-toed Tree Creeper	●	●	●							LC		
<i>Certhia familiaris</i> , Tree Creeper		●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Charadrius alexandrinus</i> , Kentish Plover	●									EN		
<i>Charadrius dubius</i> , Little Ringed Plover	●	●								VU		
<i>Chlidonias niger</i> , Black Tern										RE	Ext	
<i>Chloris chloris</i> , European Greenfinch	●			●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Ciconia ciconia</i> , White Stork	●	●								LC		
<i>Ciconia nigra</i> , Black Stork	●	●								NT		
<i>Cinclus cinclus</i> , Dipper				●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Circus aeruginosus</i> , Marsh Harrier	●	●								NT		
<i>Circus cyaneus</i> , Hen Harrier										CR	Geo	
<i>Circus pygargus</i> , Montagu's Harrier	●									EN		
<i>Clanga pomarina</i> , Lesser Spotted Eagle										RE	Ext	
<i>Coccothraustes coccothraustes</i> , Hawfinch	●	●	●				●	●	●	LC		
<i>Columba oenas</i> , Stock Dove	●	●	●							LC		
<i>Columba palumbus</i> , Wood Pigeon, Ring Dove	●	●	●	●		●	●	●	●	LC		
<i>Coracias garrulus</i> , European Roller										CR	Geo	
<i>Corvus corax</i> , Raven	●		●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Corvus corone</i> , Carrion Crow	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		

Species	National Park								All National Parks combined	Red List Category ¹	Reason for non-coverage ²	Notes
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)				
<i>Falco vespertinus</i> , Red-footed Falcon	●								●	CR		
<i>Ficedula albicollis</i> , Collared Flycatcher	●	●	●	●	●				●	LC		
<i>Ficedula hypoleuca</i> , Pied Flycatcher			●	●	●				●	LC		
<i>Ficedula parva</i> , Red-breasted Flycatcher			●	●	●				●	NT		
<i>Fringilla coelebs</i> , Chaffinch	●	●		●	●	●			●	LC		
<i>Fulica atra</i> , Coot	●	●				●			●	LC		
<i>Galerida cristata</i> , Crested Lark	●								●	NT		
<i>Gallinago gallinago</i> , Snipe	●								●	CR		
<i>Gallinula chloropus</i> , Moorhen	●	●							●	LC		
<i>Garrulus glandarius</i> , Jay		●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Gelochelidon nilotica</i> , Common Gull-billed Tern									RE	Ext		
<i>Glaucidium passerinum</i> , Pygmy Owl				●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Grus grus</i> , Crane									RE	Ext		
<i>Gypaetus barbatus</i> , Bearded Vulture						●	●	●	●	RE		
<i>Haliaeetus albicilla</i> , White-tailed Eagle	●								●	EN		
<i>Hieraetus pennatus</i> , Booted Eagle									RE	Ext		
<i>Himantopus himantopus</i> , Black-winged Stilt	●								●	NT		
<i>Hippolais icterina</i> , Icterine Warbler	●	●							●	LC		
<i>Hirundo rustica</i> , Swallow	●	●			●	●	●	●	●	LC		
<i>Ixobrychus minutus</i> , Little Bittern	●	●							●	VU		
<i>Jynx torquilla</i> , Wryneck	●	●	●			●	●	●	●	VU		
<i>Lagopus muta</i> , Ptarmigan				●		●	●	●	●	LC		
<i>Lanius collurio</i> , Red-backed Shrike	●	●	●		●	●	●	●	●	LC		
<i>Lanius excubitor</i> , Great Grey Shrike									CR	Geo		
<i>Lanius senator</i> , Woodchat Shrike									RE	Ext		
<i>Larus canus</i> , Common Gull									EN	Geo		
<i>Larus melanocephalus</i> , Mediterranean Gull	●								●	VU		
<i>Larus michahellis</i> , Yellow-legged Gull	●								●	VU		
<i>Larus ridibundus</i> , Black-headed Gull	●								●	LC		
<i>Leiopicus medius</i> , Middle Spotted Woodpecker	●	●							●	LC		

Species	National Park								All National Parks combined	Red List Category ¹	Reason for non-coverage ²	Notes
	Neusiedler See – Seewinkel	Danau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrol)				
<i>Limosa limosa</i> , Black-tailed Godwit	●								●	EN	NT	
<i>Linaria cannabina</i> , Common Linnet	●	●				●	●	●	●	●	NT	
<i>Locustella fluviatilis</i> , River Warbler	●	●	●	●						●	NT	
<i>Locustella luscinioides</i> , Savi's Warbler	●	●	●							●	LC	
<i>Locustella naevia</i> , Grasshopper Warbler	●	●	●							●	NT	
<i>Lophophanes cristatus</i> , Crested Tit				●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Loxia curvirostra</i> , Crossbill			●	●		●	●	●	●	●	LC	
<i>Lullula arborea</i> , Wood Lark	●									●	NT	
<i>Luscinia luscinia</i> , Thrush Nightingale											RE	Ext
<i>Luscinia megarhynchos</i> , Nightingale	●	●								●	LC	
<i>Lyrurus tetrix</i> , Black Grouse				●	●	●	●	●	●	●	NT	
<i>Mareca strepera</i> , Gadwall	●									●	NT	
<i>Mergus merganser</i> , Goosander											VU	Geo
<i>Merops apiaster</i> , Bee-eater	●	●								●	NT	
<i>Microcarbo pygmaeus</i> , Pygmy Cormorant	●									●	VU	
<i>Milvus migrans</i> , Black Kite			●							●	EN	
<i>Milvus milvus</i> , Red Kite, Kite	●	●								●	VU	
<i>Monticola saxatilis</i> , Rock Thrush						●	●	●	●	●	VU	
<i>Montifringilla nivalis</i> , Snowfinch				●		●	●	●	●	●	LC	
<i>Motacilla alba</i> , White Wagtail	●	●		●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Motacilla cinerea</i> , Grey Wagtail				●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Motacilla flava</i> , Blue-headed Wagtail	●					●	●	●	●	●	LC	
<i>Muscicapa striata</i> , Spotted Flycatcher	●	●	●	●		●	●	●	●	●	LC	
<i>Netta rufina</i> , Red-crested Pochard	●									●	NT	
<i>Nucifraga caryocatactes</i> , Nutcracker				●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Numenius arquata</i> , Curlew	●									●	EN	
<i>Nycticorax nycticorax</i> , Night Heron	●									●	EN	
<i>Oenanthe oenanthe</i> , Northern Wheatear	●			●		●	●	●	●	●	LC	
<i>Oriolus oriolus</i> , Golden Oriole	●	●	●	●						●	LC	
<i>Otis tarda</i> , Great Bustard	●									●	VU	
<i>Otus scops</i> , Scops Owl	●									●	EN	

Species	National Park								Red List Category ¹	Reason for non-coverage ²	Notes
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)			
<i>Pandion haliaetus</i> , Osprey	●								RE	Ext	
<i>Panurus biarmicus</i> , Bearded Tit									NT		
<i>Parus major</i> , Great Tit	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Passer domesticus</i> , House Sparrow	●	●		●		●	●	●	LC		
<i>Passer italiae</i> , Italian Sparrow									EN	Geo	
<i>Passer montanus</i> , Tree Sparrow	●		●	●				●	LC		
<i>Perdix perdix</i> , Partridge	●	●							VU		
<i>Periparus ater</i> , Coal Tit				●		●	●	●	LC		
<i>Pernis apivorus</i> , Honey Buzzard	●	●	●		●	●	●	●	LC		
<i>Phalacrocorax carbo</i> , Great Cormorant	●								EN		
<i>Phoenicurus ochruros</i> , Black Redstart	●	●		●	●	●	●	●	LC		
<i>Phoenicurus phoenicurus</i> , Redstart	●	●	●		●		●	●	LC		
<i>Phylloscopus bonelli</i> , Bonelli's Warbler	●	●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Phylloscopus collybita</i> , Chiffchaff	●	●	●	●		●	●	●	LC		
<i>Phylloscopus sibilatrix</i> , Wood Warbler	●	●	●	●		●	●	●	LC		
<i>Phylloscopus trochilus</i> , Willow Warbler	●	●	●	●		●	●	●	NT		
<i>Pica pica</i> , Magpie	●	●					●	●	LC		
<i>Picoides tridactylus</i> , Three-toed Woodpecker				●	●	●	●	●	LC		
<i>Picus canus</i> , Grey-headed Woodpecker		●	●	●	●	●	●	●	NT		
<i>Picus viridis</i> , Green Woodpecker	●	●	●	●		●	●	●	LC		
<i>Platalea leucorodia</i> , Spoonbill	●								VU		
<i>Plegadis falcinellus</i> , Glossy Ibis									RE	Ext	
<i>Podiceps cristatus</i> , Great Crested Grebe	●	●							LC		
<i>Podiceps nigricollis</i> , Black-necked Grebe	●								CR		
<i>Poecile montanus</i> , Willow Tit		●		●	●	●	●	●	LC		
<i>Poecile palustris</i> , Marsh Tit	●	●		●	●	●	●	●	LC		
<i>Porzana porzana</i> , Spotted Crake	●			●	●	●	●	●	CR		
<i>Prunella collaris</i> , Alpine Accentor				●	●	●	●	●	LC		
<i>Prunella modularis</i> , Dunnock, Hedge Sparrow		●	●	●	●	●	●	●	LC		
<i>Ptyonoprogne rupestris</i> , Crag Martin				●	●	●	●	●	LC		

Species	National Park								Red List Category ¹	Reason for non-coverage ²	Notes	
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)	Hohe Tauern combined	All National Parks combined		
<i>Pyrrhocorax graculus</i> , Alpine Chough				●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i> , Chough				●	●	●	●	●	●	●	RE	Ext
<i>Pyrrhula pyrrhula</i> , Bullfinch				●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Rallus aquaticus</i> , Water Rail	●	●								●	LC	
<i>Recurvirostra avosetta</i> , Avocet	●									●	VU	
<i>Regulus ignicapilla</i> , Firecrest			●	●						●	LC	
<i>Regulus regulus</i> , Goldcrest		●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Remiz pendulinus</i> , Penduline Tit	●	●								●	VU	
<i>Riparia riparia</i> , Sand Martin	●	●								●	NT	
<i>Saxicola rubetra</i> , Whinchat	●					●	●	●	●	●	EN	
<i>Saxicola torquatus</i> , Stonechat	●	●								●	NT	
<i>Scolopax rusticola</i> , Woodcock			●	●	●	●	●	●	●	●	NT	
<i>Serinus serinus</i> , Serin	●	●				●	●	●	●	●	VU	
<i>Sitta europaea</i> , Nuthatch	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Spatula clypeata</i> , Shoveler	●									●	EN	
<i>Spatula querquedula</i> , Garganey	●									●	VU	
<i>Spinus spinus</i> , Eurasian Siskin		●	●			●	●	●	●	●	LC	
<i>Sterna hirundo</i> , Common Tern	●									●	NT	
<i>Sternula albifrons</i> , Little Tern										RE	Ext	
<i>Streptopelia decaocto</i> , Collared Dove, Collared Turtle Dove	●	●					●	●	●	●	LC	
<i>Streptopelia turtur</i> , Turtle Dove	●	●	●							●	NT	
<i>Strix aluco</i> , Tawny Owl	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Strix uralensis</i> , Ural Owl											CR	New
<i>Sturnus vulgaris</i> , Starling	●	●	●			●	●	●	●	●	LC	
<i>Sylvia atricapilla</i> , Blackcap	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	LC	
<i>Sylvia borin</i> , Garden Warbler	●	●	●	●		●	●	●	●	●	LC	
<i>Sylvia communis</i> , Whitethroat	●	●	●	●		●	●	●	●	●	LC	
<i>Sylvia curruca</i> , Lesser Whitethroat	●	●	●	●		●	●	●	●	●	LC	
<i>Sylvia nisoria</i> , Barred Warbler	●	●								●	LC	
<i>Tachybaptus ruficollis</i> , Little Grebe	●	●				●			●	●	NT	

Species	National Park								Red List Category ¹	Reason for non-coverage ²	Notes
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)			
<i>Zamenis longissimus</i> , Aesculapian Snake	●	●				●			●	NT	
<i>Zootoca vivipara</i> , Viviparous Lizard	●		●	●	●	●	●	●	●	NT	
Amphibians											
<i>Bombina bombina</i> , Fire-bellied Toad	●	●	●						●	VU	
<i>Bombina variegata</i> , Yellow-bellied Toad				●	●				●	VU	
<i>Bufo bufo</i> , Common Toad	●	●	●	●	●	●	●	●	●	NT	
<i>Bufo viridis</i> , European Green Toad	●	●	●						●	VU	
<i>Epidalea calamita</i> , Natterjack Toad										CR	Geo
<i>Hyla arborea</i> , European Tree Frog	●	●	●						●	VU	
<i>Ichthyosaura alpestris</i> , Alpine Newt				●	●	●	●	●	●	NT	
<i>Lissotriton helveticus</i> , Palmate Newt										NA	Geo
<i>Lissotriton vulgaris</i> , Smooth Newt	●	●	●	●	●				●	NT	
<i>Pelobates fuscus</i> , Common Spadefoot	●	●							●	EN	
<i>Pelophylax esculentus</i> , Green Frog	●	●	●						●	NT	
<i>Pelophylax lessonae</i> , Pool Frog	●	●	●						●	VU	
<i>Pelophylax ridibundus</i> , Marsh Frog	●	●							●	VU	
<i>Rana arvalis</i> , Moorfrog	●	●							●	VU	
<i>Rana dalmatina</i> , Leap Frog	●	●		●					●	NT	
<i>Rana temporaria</i> , Grass Frog		●	●	●	●	●	●	●	●	NT	
<i>Salamandra atra</i> , Alpine Salamander				●	●	●	●	●	●	NT	
<i>Salamandra salamandra</i> , Fire Salamander			●	●	●					NT	
<i>Triturus carnifex</i> , Alpine Crested Newt			●						●	VU	
<i>Triturus cristatus</i> , Great Crested Newt										EN	Geo
<i>Triturus dobrogicus</i> , Danube Crested Newt	●	●							●	EN	
Fishes											
<i>Abramis brama</i> , Common Bream		●							●	LC	
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i> , Russian Sturgeon										RE	Ext
<i>Acipenser nudiventris</i> , Barbel Sturgeon										RE	Ext

14

Species	National Park								Notes
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)	
<i>Acipenser ruthenus</i> , Sterlet Sturgeon	●								● CR
<i>Acipenser stellatus</i> , Starred Stellate Sturgeon	●	●							RE Ext
<i>Alburnoides bipunctatus</i> , Riffle Minnow	●	●							LC
<i>Alburnus alburnus</i> , Bleak	●	●							LC
<i>Alburnus mento</i>									LC Geo 15
<i>Ameiurus melas</i> , Black Bullhead									NA Ali
<i>Ameiurus nebulosus</i> , Brown Bullhead	●								● NA
<i>Anguilla anguilla</i> , European Common Eel	●	●		●					● RE
<i>Babka gymnotrachelus</i> , Racer Goby		●							● NE
<i>Ballerus ballerus</i> , Blue Bream		●							● EN
<i>Ballerus sapa</i> , White-eye Bream		●							● EN
<i>Barbatula barbatula</i> , Stone Loach		●	●						● LC
<i>Barbus barbus</i> , Barbel		●	●	●					● NT
<i>Barbus carpathicus</i> , Carpathian Brabel		●	●						● CR
<i>Blicca bjoerkna</i> , White Bream	●	●	●						● LC
<i>Carassius auratus</i> , Goldfish		●	●						● NA
<i>Carassius carassius</i> , Crucian Carp	●	●							● EN
<i>Carassius gibelio</i> , Prussian Carp	●	●		●					● LC
<i>Chondrostoma nasus</i> , Snejep		●		●					● NT
<i>Cobitis elongatoides</i> , Danubian Spined Loach		●							● NA 16
<i>Cobitis taenia</i> , Spined Loach		●							● NA 16
<i>Coregonus areniculus</i>						VU	Geo		
<i>Coregonus atterensis</i>						VU	Geo		
<i>Coregonus austriacus</i>						CR	Geo		
<i>Coregonus danneri</i>						VU	Geo		
<i>Coregonus gutturosus</i> , Lake Constance Whitefish						EX	Geo		
<i>Coregonus macrourhthalmus</i> , European Whitefish						LC	Geo		
<i>Coregonus renke</i>						VU	Geo		

Species	National Park								Red List Category ¹	Reason for non-coverage ²	Notes	
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrol)	Hohe Tauern combined	All National Parks combined		
<i>Coregonus wartmanni</i>									LC	Geo		
<i>Cottus gobio</i> , River Bullhead		●	●						●	NT		
<i>Ctenopharyngodon idella</i> , Grass Carp	●	●							●	NA		17
<i>Cyprinus carpio</i> , Common Carp	●	●							●	EN		
<i>Esox lucius</i> , Northern Pike	●	●		●					●	NT		
<i>Eudontomyzon mariae</i> , Ukrainian Brook Lamprey	●			●					●	VU		
<i>Eudontomyzon vladykovi</i> , Danubian Brook Lamprey				●					●	NA		18
<i>Gasterosteus aculeatus</i> , Three-spined Stickleback		●							●	NE		
<i>Gobio gobio</i> , Gudgeon		●	●						●	NA		19
<i>Gobio obtusirostris</i>									NA	Tax		19
<i>Gymnocephalus baloni</i> , Danube Ruffe		●							●	VU		
<i>Gymnocephalus cernua</i> , Ruffe	●	●							●	LC		
<i>Gymnocephalus schraetzeri</i> , Schraetzer		●							●	VU		
<i>Hemichromis fasciatus</i> , Banded Jewelfish									NA	Ali		17
<i>Hemichromis guttatus</i> , Jewel Cichlid									NA	Ali		17
<i>Hucho hucho</i> , Danube Salmon		●		●					●	EN		
<i>Huso huso</i> , Great White Sturgeon									RE	Ext		
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , Silver Carp		●							●	NA		17
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> , Bighead Carp	●	●							●	NA		17
<i>Lampetra planieri</i> , Brook Lamprey									EN	Geo		
<i>Lepomis gibbosus</i> , Pumpkinseed		●							●	NE		
<i>Leucaspis delineatus</i> , Belica	●	●							●	EN		
<i>Leuciscus aspius</i> , Asp	●	●							●	EN		
<i>Leuciscus idus</i> , Golden Orfe		●							●	EN		
<i>Leuciscus leuciscus</i> , Common Dace		●							●	NT		
<i>Lota lota</i> , Burbot		●							●	VU		
<i>Micropterus salmoides</i> , Largemouth Bass									NA	Ali		
<i>Misgurnus fossilis</i> , Weather Loach	●	●							●	CR		
<i>Mylopharyngodon piceus</i> , Black Amur									NA	Ali		17

Species	National Park								Reason for non-coverage ²	Notes
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)	Hohe Tauern combined	
<i>Neogobius melanostomus</i> , Caspian Round Goby	●								●	NE
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , Coast Rainbow Trout	●	●		●	●				●	NE
<i>Pelecus cultratus</i> , Rasorfish	●	●							●	NT
<i>Perca fluviatilis</i> , European Perch	●	●	●	●					●	LC
<i>Phoxinus phoxinus</i> , Common Minnow		●	●		●				●	NT
<i>Polyodon spathula</i> , Mississippi Paddlefish						●				NA
<i>Ponticola kessleri</i> , Bighead Goby		●							●	NE
<i>Proterorhinus semilunaris</i> , Western Tubenose Goby	●	●							●	EN
<i>Pseudorasbora parva</i> , Stone Moroko	●	●	●						●	NE
<i>Pungitius pungitius</i> , Ninespine Stickleback									NA	Ali
<i>Rhodeus amarus</i> , European Bitterling	●	●							●	VU
<i>Romanogobio kessleri</i> , Kessler's Gudgeon		●							●	EN
<i>Romanogobio skywalkeri</i> , Skywalker's Gudgeon									NA	Tax
<i>Romanogobio uranoscopus</i> , Danubian Long-barbel Gudgeon		●							●	CR
<i>Romanogobio vladykovi</i> , White-finned Gudgeon		●							●	LC
<i>Rutilus meidingeri</i> , Black Sea Roach		●							●	
<i>Rutilus rutilus</i> , European Roach	●	●		●					●	LC
<i>Rutilus virgo</i> , Cactus Roach		●							●	EN
<i>Sabanejewia balcanica</i> , Balcan Spined Loach		●							●	EN
<i>Salmo labrax</i> , Black Sea Salmon									NA	Tax
<i>Salmo schiefermuelleri</i>									NA	Ext
<i>Salmo trutta</i> , Brown Trout		●	●	●	●	●			●	NT
<i>Salvelinus fontinalis</i> , Brook Trout									NE	Ali
<i>Salvelinus namaycush</i> , Lake Trout		●							●	NA
<i>Salvelinus profundus</i> , Deepwater Char				●		●			EX	Geo
<i>Salvelinus umbla</i> , Lake Char							●	●	LC	
<i>Sander lucioperca</i> , Pikeperch	●	●						●	NT	

Species	National Park								Reason for non-coverage ²	Notes	
	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern (Carinthia)	Hohe Tauern (Salzburg)	Hohe Tauern (Tyrrol)	Hohe Tauern combined	All National Parks combined	Red List Category ¹
<i>Sander volgensis</i> , Volga Pikeperch	●	●								●	EN
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> , Redeye	●	●								●	LC
<i>Silurus glanis</i> , European Catfish	●	●								●	VU
<i>Squalius cephalus</i> , European Chub		●	●	●						●	LC
<i>Telestes souffia</i> , Souffia				●						●	EN
<i>Thymallus thymallus</i> , Grayling		●	●	●	●					●	VU
<i>Tinca tinca</i> , Tench	●	●								●	VU
<i>Umbra krameri</i> , European Mudminnow	●	●								●	CR
<i>Vimba vimba</i> , Baltic Vimba		●								●	VU
<i>Vimba elongata</i>										EN	Geo 26
<i>Zingel streber</i> , Streber		●								●	EN
<i>Zingel zingel</i> , Chop		●								●	VU

1 Red List Categories (cf. IUCN 2001): CR = Critically Endangered, EN = Endangered, VU = Vulnerable, NT = Near Threatened, LC = Least Concern, DD ...Data Deficient, NE..Not Evaluated (typically alien species). NA = not listed in SPITZENBERGER (2005), FRÜHAUF (2005), GOLLMANN (2007), WOLFRAM & MIKSCHI (2007)

2 New ...Newly recorded in Austria

Tax ...Taxonomical issues (species split or redelineation), taxon formerly not considered a separate entity in a national park

Ext ...Taxon extinct in Austria

Ali ...Alien species with ±recent introduction

Geo ...Geographical constraints, range of occurrence outside national parks

Gue ...Guest species with inconstant occurrence in Austria

Rec ...Occurrence possible, but no recordings to date

Eco ...Ecological constraints, habitat requirements not met within Austrian national parks

3 First Austrian record in 1996 (SPITZENBERGER 1997).

4 *Arvicola terrestris* in SPITZENBERGER (2005) has been split into *Arvicola amphibius* and *Arvicola scherman* (cf. PANTELEYEV 2001, CASSOLA 2016).

5 Introduced species

6 *Felis silvestris* has been repeatedly documented in Austria, yet reproduction and the establishment of a population remains to be confirmed.

7 Listed as *Myoxus glis* in one national park checklist

8 *Mus domesticus*, the Western House Mouse, is treated as a separate species in SPITZENBERGER (2005) and categorized as NT (Near Threatened). Currently, it is usually treated as a subspecies of *Mus musculus* sensu lato.

9 Syn. *Clethrionomys glareolus*

10 Newly recorded in Austria after SPITZENBERGER (2005)

11 Currently, no populations are present in Austria.

12 Syn. *Mustela vison*

13 Newly recorded in Austria in 2008 (GRABHER & NIEDERER 2011), not listed in GOLLMANN (2007).

- 14 Listed as *T. cristatus* in the national park checklist, but according to LAGLER (2015) more closely related to *T. carnifex* within the hybrid zone (MILEK pers.comm., GOLLMANN, pers. comm.).
- 15 Listed as *Chalcalburnus chalcooides* in WOLFRAM & MIKSCHI (2007) with subspecies *C. c. mento* occurring in Austria; currently considered a proper species with genus *Alburnus*.
- 16 Listed as *Cobitis* sp. in WOLFRAM & MIKSCHI (2007), categorized as VU (Vulnerable).
- 17 Alien species, not in WOLFRAM & MIKSCHI (2007)
- 18 Currently considered a proper species and not a subspecies of *Eudontomyzon mariae*. It is not entirely clear whether the Gesäuse National Park individuals refer to *E. mariae* or *E. vladaykovi*.
- 19 „*Gobio gobio*“ s. lat. in WOLFRAM & MIKSCHI (2007) includes the species *Gobio gobio* s. str. and *Gobio obtusirostris*.
- 20 New species (FRIEDRICH et al. 2018).
- 21 Listed in WOLFRAM & MIKSCHI (2007) as *Gobio albipinnatus*. The species has been split, the European populations belong to *Romanogobio vladaykovi*.
- 22 WOLFRAM & MIKSCHI (2007) list the Austrian populations as *Rutilus pigus*, in the meantime, the ssp. *virgo* has been elevated to species rank.
- 23 WOLFRAM & MIKSCHI (2007) reject the split and refer to the Austrian *Salmo* taxa as *Salmo trutta*. Populations from the Danube National Park probably belong to *Salmo labrax*, although all Austrian populations have been impacted by stocking. *Salmo schiefermuelleri* is poorly documented and considered extinct.
- 24 The fish species was considered extinct, but has been rediscovered.
- 25 A reintroduction attempt into National Park Gesäuse failed. The species has not been recorded since then.
- 26 In the Austrian checklist (AHNELT 2008) not as a separate species; in WOLFRAM & MIKSCHI (2007) and FROESE & PAULY (2018) the split has been accepted.

Fig. 4: Reasons for vertebrate species not covered by Austrian national parks. – Abb. 4: Gründe für die Nichtabdeckung von Wirbeltieren in österreichischen Nationalparks.
Abbreviations:

Ali...Alien species with ± recent introduction

Eco...Ecological constraints, habitat requirements not met within Austrian national parks

Ext ...Taxon extinct in Austria

Geo...Geographical constraints, range of occurrence outside national parks

Gue...Guest species with inconsistent occurrence in Austria

New...Newly recorded in Austria

Rec...Occurrence possible, but no recordings to date

Tax...Taxonomical issues (species split or redelineation); taxon formerly not considered a separate entity in a national park

Abkürzungen:

Ali...Gebietsfremde Art mit ± rezenter Einschleppung

Eco...Ökologische Restriktion, Habitatansprüche von österreichischen Nationalparks nicht erfüllt

Ext...Taxon in Österreich ausgestorben

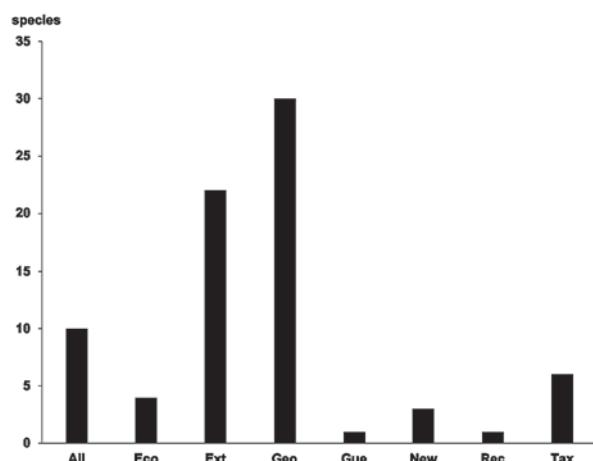
Geo...Geographische Restriktion, Areal der Art außerhalb der österreichischen Nationalparks

Gue...Gastart mit unregelmäßigem Vorkommen in Österreich.

New...Neu in Österreich

Rec...Vorkommen möglich, aber einstweilen nicht dokumentiert

Tax...Taxonomische Probleme (Aufspaltung oder Neuabgrenzung); Taxon wurde früher nicht als separate Art in den Nationalparks geführt.



Species coverage for threatened vertebrates

An analysis restricted only to the threatened vertebrates has shown similar patterns as the analyses for all vertebrate species given above. The hotspot character of Neusiedler See – Seewinkel National Park and Donau-Auen National Park is even more pronounced for threatened species, with 68 % of threatened bird species and 67 % of amphibian species around Neusiedler See and 75 % of threatened amphibians and 76 % of threatened fish species represented in Donau-Auen National Park (Tab. 3).

Tab. 3: Representation of threatened vertebrates (Red List categories CR, EN, VU) in Austrian National Parks. – Tab. 3: Abdeckung der gefährdeten einheimischen Wirbeltiere in den österreichischen Nationalparks.

Organism Group	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Taurn	All National Parks combined	Austria
Species numbers								
Mammals (Mammalia)	13	9	11	9	8	8	22	27
Breeding Birds (Aves)	46	14	2	1	0	11	57	68
Reptiles (Reptilia)	4	4	3	2	2	1	6	9
Amphibians (Amphibia)	8	9	5	1	1	0	10	12
Fishes („Pisces“)	12	29	1	4	1	0	31	38
All vertebrates	83	65	22	17	12	20	126	154
Proportion of Austrian threatend species								
Mammals (Mammalia)	48%	33%	41%	33%	30%	30%	81%	
Breeding Birds (Aves)	68%	21%	3%	1%	0%	16%	84%	
Reptiles (Reptilia)	44%	44%	33%	22%	22%	11%	67%	
Amphibians (Amphibia)	67%	75%	42%	8%	8%	0%	83%	
Fishes („Pisces“)	32%	76%	3%	11%	3%	0%	82%	
All vertebrates	54%	42%	14%	11%	8%	13%	82%	

Endemic and subendemic species

In total, 188 endemic and subendemic animal species and 37 vascular plant species were found to be represented in the Austrian national parks, corresponding to at least one third of the Austrian animal endemic species biodiversity and one fourth of the vascular plant endemic species biodiversity. Within the national parks; occurrences of endemic and sub-endemic species are strongly biased towards the alpine national parks. However, Donau-Auen National Park also houses a substantial number of endemic animals in the groundwater.

Tab. 4: Species numbers and spatial concentration for Austrian endemics and subendemics in the six national parks. – Tab. 4: Artenzahlen und räumliche Konzentration in Österreich endemischer und subendemischer Arten in den sechs Nationalparks.

Species numbers	Neusiedler See – Seewinkel	Donau-Auen	Thayatal	Gesäuse	Kalkalpen	Hohe Tauern	All National Parks combined
Animal species							
Endemic taxa	0	11	0	37	21	33	84
Subendemic taxa	1	5	0	61	37	66	104
Total	1	16	0	98	58	99	188
Weighted by spatial concentration (see text)	63	780	0	1127	552	2937	5444
Vascular plants (endemic and subendemic)	1	0	2	19	16	17	37

Discussion

We found an overall species coverage of Austrian national parks of 89 % for vertebrates, of 69 % for vascular plants and of 80% in Habitats Directive Annex I habitat types. These numbers are much higher than what could be expected given the small area of Austrian national parks. The difference in coverage between vertebrates and plants can be explained by a higher mobility of vertebrates, which leads to a larger range and higher probability of occurrence and detection in any region. Accordingly, coverage is much lower in endemic species, which are range-restricted by definition.

The main reason for the high species coverage appears to be complementarity. The idea of complementarity has been a main concept in Systematic Conservation Planning (SCOTT et al. 1993, MARGULES & PRESSEY 2000) and the associated reserve selection algorithms. In such selection procedures, a maximum coverage is reached by starting with the areas of highest species richness and adding successively those regions that increase the species richness by the highest amount.

The delineation and positioning of the Austrian national parks have not been the result of such formal procedures. Nevertheless, the current pattern appears to be remarkably effective in covering large parts of Austria's biodiversity. The important role of complementarity is evident from several analyses performed here. (1) The difference between the coverage of a single national park and the whole set of parks is substantial (Tab. 2). (2) Apart from the high similarity between the Gesäuse and Kalkalpen National Parks, which can be explained by their close geographical proximity, similar geology and almost identical altitudinal range, uniqueness among national parks is high (Fig. 3); all other national parks contribute a large number of unique species. For example, the higher altitudinal range and the higher geological diversity of Hohe Tauern might explain the large addition of vascu-

lar plant species to the species set of the national parks. Austrian national parks complement each other since (1) the main Austrian climatic regions (Alpine, Central European and Pannonia) are represented in the national park set and (2) both EU Habitat Directive biogeographical regions, the Alpine and the Continental region, are represented with three national parks each. The three alpine national parks cover all the main geological formations; with Central Alps (predominantly siliceous rocks and intermediate calcareous schists), Greywacke zone and Northern Limestone Alps being represented by Hohe Tauern, Gesäuse and Kalkalpen National Parks, respectively. (4) The eastern lowland national parks cover a range of habitat types from saline, dry and wet open grassland to floodplain forests. The alpine national parks cover the whole range of altitudinal gradient habitat types from valley woodland to high altitude woodland and grassland habitat types. Consequently, the combination of all six national parks leads to high habitat type coverage and, as a consequence, also to a high species coverage.

However, the coverage is not complete. Many vertebrates, some of them highly endangered, live outside the national park borders. With Hohe Tauern National Park being the westernmost outpost of the national park set, Western European species with a range beachhead in the Rhine delta are not covered. Karwendel is the home of the only endemic Austrian mammal, the Bavarian Pine Vole *Microtus bavaricus*, which is currently Red-Listed as Critically Endangered (SPITZENBERGER 2005). Summits at the eastern border of the Alps (Koralpe, Stubalpe, Gleinalpe) remained unglaciated during the ice ages and are therefore endemism hotspots (RABITSCH & ESSL 2009), but they are located far away from any national park area. The Southern Limestone Alps represent another conspicuous biodiversity coverage gap.

Limitations

The results presented here depend on species mapping, habitat surveillance and documentation work in the national parks, which in turn may depend on research priorities. This may have influenced the species coverage proportions of single parks, but is unlikely to have distorted the overall picture, in particular, if all national parks are considered simultaneously.

Recordings of species in the national parks require differentiated interpretations. Observations of large mammals can be frequent but are not necessarily indicative of a permanent population in the area, let alone a viable population. However, such data records show that these species do use the national parks in one way or another, e. g. as a migration corridor or as a foraging site. Caution is also required in the interpretation of fish species presences; as with mammals, listing on a national park's checklist does not guarantee a standing or thriving population in the park. Many vascular plant species listed in the park checklists occur in the periphery of the park areas with limited protection.

By contrast, for small mammals, reptiles, amphibians and most plant species, national park presences as documented and counted here indicate the presence of a population. Clearly, the long-term viability of these populations needs to be assessed and verified by repeated studies and continuous documentation.

Protection

Obviously, being covered by a national park does in no way guarantee long-term survival for any of the species listed and documented here. However, national park status is a significant hurdle to development projects and to generic pressures impinging on many species,

such as habitat loss and habitat fragmentation. Secondly, by IUCN definition, national parks are established to provide and maintain natural ecological processes which support ecosystems, habitats and species depending on the particular ecosystem conditions. This is evident in the Donau-Auen National Park with a landscape uniquely developed, maintained and geomorphologically shaped by recurring inundations.

However, national parks are embedded in landscapes influenced by many human-induced impacts. "No park is an island" (JANZEN 1983). In three Austrian national Parks, Thayatal, Donau-Auen and Neusiedler See – Seewinkel, hydrological processes outside the national park borders, which operate beyond any national park management influence, determine to a large extent the ecological conditions and, as a consequence, the well-being of species living within the national park borders. For example, ground water management and water abstraction policies not only within the national park, but also within the entire Seewinkel region, have a major influence on the saline habitats in and around the typical salt pans (KRACHLER et al. 2012). Upstream dams in the rivers Dyje and Danube affect the hydrological regime within the National Parks Thayatal and Donau-Auen. Permanent excessive nitrogen influx has been a threat for decades, impinging on all low nutrient habitat types within and beyond national park boundaries.

As an over-arching pressure on biodiversity, climate change similarly does not stop at national park gates and borders. It represents a significant threat for many of the high-altitude species living in the three alpine national parks Gesäuse, Kalkalpen and Hohe Tauern. Elevated temperatures may simply drive species in higher altitudes out of their original range. This is particularly worrying for endemic high-altitude species, for which the conservation responsibility lies entirely with Austria. Only a strict and decisive climate change mitigation programme seems to be able to rescue this significant part of Austria's fauna and flora for future times and generations. But climate change will also affect lowland national parks with a changing hydrological regime, prolonged droughts and a transformation of habitats towards xerothermophilous assemblages. As a consequence of climate change, CIVANTOS et al. (2012) modelled a large-scale faunal exchange in central Europe, with Mediterranean species replacing central European species over time.

But even under such a scenario, national parks continue to play an important role as a biodiversity conservation safeguard. Providing and guaranteeing natural ecological processes will benefit all kinds of assemblages, even if some species may become replaced over time. As THOMAS & GILLINGHAM (2015) show, even if some species may have declined in some protected areas, they remain more abundant inside the areas compared to outside. The authors conclude that despite substantial environmental changes, networks of protected areas have been essential to safeguard biodiversity in the past and continue to play this role in the future.

Conclusions

Networks of protected areas are not the only tool in the conservationist's toolbox, but they are an important component in any biodiversity conservation strategy. Despite being positioned by necessity and political considerations, Austria's national park archipelago has shown to be remarkably effective in representing large parts of Austria's biodiversity. Climate change and overall species declines do not bode well for biodiversity trends in the future, unless decisive action is taken. The Austrian national parks could be a starting

point and building block for an effective counter strategy to prevent extinctions and biodiversity losses.

Acknowledgments

We are very grateful to Kristina BAUCH, Florian JURGEIT, Katharina AICHHORN (Hohe Tauern National Park), Aaron GRIESBACHER, Karoline ZSAK, Christian BAUMGARTER, Teresa KNOLL (Donau-Auen National Park), Benjamin KNES, Harald GRABENHOFER (Neusiedler See – Seewinkel National Park), Alexander MARINGER (Gesäuse National Park), Christoph MILEK, Christian ÜBL (Thayatal National Park), Erich WEIGAND (Kalkalpen) and Haus der Natur (Robert LINDNER, Helmut WITTMANN) for data, input, discussion and criticism. Georg WOLFRAM gave advice in fish taxonomy and raised awareness for the recent description of *Romanogobius skywalkeri*. Stefan SCHINDLER read the manuscript and suggested improvements.

The project was commissioned and supported by National Parks Austria (scientific coordination by Christian ÜBL). A substantial part of the data on which the analyses were based were collected by enthusiastic citizen scientists. Without these contributions, evidence-based biodiversity conservation would not be possible.

Literature

- BARNOSKY A.D., MATZKE N., TOMIYA S., WOGAN G.O.U., SWARTZ B., QUENTAL T.B., MARSHALL C., MC GUIRE J.L., LINDSEY E.L., MAGUIRE K.C., MERSEY B. & FERRER E.A., 2011: Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51-57.
- CABELA A., GRILLITSCH H. & TIEDEMANN F., 2001: Atlas zur Verbreitung der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien, 880 pp.
- CIVANTOS E., THUILLER W., MAIORANO L., GUISAN A. & ARAÚJO M.B., 2012: Potential impacts of climate change on ecosystem services in Europe: the case of pest control by vertebrates. *BioScience* 62, 658-666.
- COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION, 2013: Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20130701&from=EN>, accessed 4.2.2020.
- DOBNER M., 2010: Erstnachweis der Bulldogg-Fledermaus, *Tadarida teniotis* (Rafinesque, 1814; Molossidae), für Österreich. *Nyctalus* (N.R), Berlin 15, 373-382.
- DVORAK M., LANDMANN A., TEUFELBAUER N., WICHMANN G., BERG H.-M. & PROBST R., 2017: Erhaltungszustand und Gefährdungssituation der Brutvögel Österreichs: Rote Liste (5. Fassung) und Liste für den Vogelschutz prioritärer Brutvögel (1. Fassung). *Egretta* 55, 4-42.
- FISCHER M.A., OSWALD K. & ADLER W., 2008: Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 3. Auflage. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz, 1391 pp.
- FREMUTH W., FREY H. & WALTER W., 2008: Der Bartgeier in den Alpen zurück. 30 Jahre Zucht und Wiederansiedlung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40, 121-127.
- FRIEDRICH T., WIESNER C., ZANGL L., DAUILL D., FREYHOF J. & KOBLMÜLLER S., 2018: *Romanogobius skywalkeri*, a new gudgeon (Teleostei: Gobionidae) from the upper Mur River, Austria. *Zootaxa* 4403, 336-350.
- FROESE R. & PAULY D. (Eds.), 2020: FishBase. World Wide Web electronic publication. Internet: <https://www.fishbase.org>, accessed 2020-05-10.

- GILLI C., GUTERMANN W., BILLENSTEINER A. & NIKLFELD H., 2019: Liste der Gefäßpflanzen Österreichs. Version 1.0 (4. Februar 2019). https://plantbiogeography.univie.ac.at/fileadmin/user_upload/p_plantbiogeography/documents/taxaliste_oe_v1.0.pdf, accessed 2019-03-23.
- GOLLMANN G., 2007: Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). In ZULKA, K.P. (Ed.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe of the Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management 14/2. Wien, Böhlau 37-60.
- GRABHER M. & NIEDERER W., 2011: Der Fadenmolch *Lissotriton helveticus* (Razoumowsky, 1789), eine neue Amphibienart für Österreich. UMG-Berichte 7, 1-7.
- HALLMANN C.A., SORG M., JONGEJANS E., SIEPEL H., HOFLAND N., SCHWAN H., STENMANS W., MÜLLER A., SUMSER H., HÖRREN T., GOULSON D. & DE KROON H., 2017: More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS One 12, e0185809.
- HBW AND BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2019: Handbook of the Birds of the World and BirdLife International digital checklist of the birds of the world. Version 4. http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/Taxonomy/HBW-BirdLife_Checklist_v4_Dec19.zip, accessed 2020-05-20.
- IPBES, 2019: Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn. https://www.ipbes.net/sites/default/files/2020-02/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers_en.pdf, accessed 21-01-2020, 56 pp.
- JANZEN D.H., 1983: No park is an island – increase in interference from outside as park size decreases. Oikos 41, 402-410.
- KRACHLER R., KORNER I., DVORAK M., MILASOWSKY N., RABITSCH W., WERBA F., ZULKA P. & KIRSCHNER A., 2012: Die Salzlacken des Seewinkels: Erhebung des aktuellen ökologischen Zustandes sowie Entwicklung individueller Lackenerhaltungskonzepte für die Salzlacken des Seewinkels (2008–2011). Österreichischer Naturschutzbund, Eisenstadt. https://homepage.univie.ac.at/regina.krachler/Salzlacken_Seewinkel%20neu%202005042013.pdf, accessed 2014-07-12, 291 pp.
- KOTTELAT M. & FREYHOF J., 2007: Handbook of European freshwater fishes. Akademie-Verlag Berlin, 646 pp.
- LAGLER P., 2015: Species composition of crested newt populations in a contact zone of three species (*Triturus cristatus*, *T. carnifex*, *T. dobrogicus*) in Waldviertel (Lower Austria). Master Thesis University of Natural Resources and Life Sciences, 46 pp.
- LEGENDRE P. & LEGENDRE L., 1998: Numerical Ecology (2nd English edition). Elsevier, Amsterdam, Developments in Environmental Modelling, 20, 853 pp.
- MARGULES C.R. & PRESSEY R.L., 2000: Systematic conservation planning. Nature 405, 243-253.
- MARINGER A., 2018: Biodiversity assessment in the Gesäuse National Park. In BAUCH K. (Ed.): 6th Symposium for Research in Protected Areas. 2 to 3 November 2017, Salzburg. Salzburger Nationalparkfonds. https://epub.oeaw.ac.at/symposium_on_protected_areas, accessed 2021-05-08.
- MUSSER G., HUTTERER R., KRYŠTUFEK B., YİGIT N. & MITSAIN G., 2016: *Mus musculus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Errata version. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T13972A22405706.en>, accessed 2017-10-30.
- RABITSCH W. & ESSL F., 2009: Endemiten. Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten und Umweltbundesamt GmbH, Klagenfurt und Wien, 923 pp.
- RANNER A., 2017: Artenliste der Vögel Österreichs. Avifaunistische Kommission von BirdLife Österreich, Wien. <http://s1011384-22320.at.webhosting.upc.biz/birdlife-afk.at/artenliste-species-list/>, accessed 2019-10-27.

- REITER G., PÖHACKER J., WEGLEITNER S. & HÜTTMEIR U., 2010: Recent records of *Myotis dasycneme* in Austria. *Vesperilio* 13-14, 127-132.
- SCHOENER T.W., 1976: The species-area relation within archipelagos: models and evidence from island land birds. In FIRTH, H.J. & CALABY, J.H. (Eds): Proceedings of the XVI International Ornithological Congress. Canberra, Australian Academy of Science: 629-642.
- SCOTT J.M., DAVIS F., CSUTI B., NOSS R., BUTTERFIELD B., GROVES C., ANDERSON H., CAICCO S., D'ERCHIA F., EDWARDS T.C.JR, ULLIMAN J. & WRIGHT R.G., 1993: Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildl. Monogr.* 123, 1-41.
- SEIBOLD S., GOSSNER M.M., SIMONS N.K., BLÜTHGEN N., MÜLLER J., AMBARLI D., AMMER C., BAUHUS J., FISCHER M., HABEL J.C., LINSENMAIR K.E., NAUSS T., PENONE C., PRATI D., SCHALL P., SCHULZE E.D., VOGT J., WÖLLAUER S. & WEISSER W.W., 2019: Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671-674.
- SILVER L.M., 1995: Mouse genetics. Concepts and applications. Oxford University Press, Oxford. <http://www.informatics.jax.org/silver/index.shtml>, accessed 2020-05-12.
- SPITZENBERGER F. (Ed.), 2002: Die Säugetierfauna Österreichs. austria medien service, Graz, Grüne Reihe of the Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management 13, 895 pp.
- SPITZENBERGER F., 2005: Rote Liste der Säugetiere Österreichs (Mammalia). In ZULKA, K.P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe of the Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management 14/1. Vienna, Böhlau, 45-62.
- SPITZENBERGER F., PAVLINIĆ I. & PODNAR M., 2008: On the occurrence of *Myotis alcathoe* von Helversen and Heller, 2001 in Austria. *Hystrix It. J. Mamm.* (n.s.) 19, 3-12.
- THOMAS C.D. & GILLINGHAM P.K., 2015: The performance of protected areas for biodiversity under climate change. *Biol. J. Linn. Soc. Lond.* 115, 718-730.
- UETZ P., FREED P. & HOŠEK J. (Eds.), 2019: The Reptile Database. Reptile checklist 2019-04. <http://www.reptile-database.org/data/>, accessed 2019-06-22.
- WOLFRAM G. & MIKSCHI E., 2007: Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In ZULKA, K.P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe of the Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management 14/2. Wien, Böhlau, 61-198.
- ZULKA K.P., GILLI C., PATERNOSTER D., BANKO G., SCHRATT-EHRENDORFER L. & NIKLFELD H., 2021: „Wir schützen Österreichs Naturerbe“. Die Bedeutung der österreichischen Nationalparks für den Schutz, die Bewahrung und das Management von gefährdeten, endemischen und subendemischen Arten und Lebensräumen. Endbericht im Auftrag von National Parks Austria. Wien, Umweltbundesamt. http://www.parcs.at/npa/pdf_public/2021/42248_20210520_071319_Endbericht_Naturerbe_sterreich_FINAL.pdf, accessed 2021-06-30, 260 pp.

Received: 2021 10 22

Adresses:

Dr. Klaus Peter ZULKA, E-Mail: peter.zulka@umweltbundesamt.at (Corresponding Author), Mag. David PATERNOSTER, E-Mail: david.paternoster@umweltbundesamt.at, Team Biodiversity and Nature Conservation, Umweltbundesamt – Environment Agency Austria, Spittelauer Lände 5, A-1090 Vienna, Austria.

Dipl.-Ing. Gebhard BANKO, Team Remote Sensing, Umweltbundesamt – Environment Agency Austria, Spittelauer Lände 5, A-1090 Vienna, Austria.
E-Mail: gebhard.banko@umweltbundesamt.at

Mag. Christian GILLI, E-Mail: christian.gilli@univie.ac.at, Ass.-Prof. Dr. Luise SCHRATT-EHRENDORFER, E-Mail: luise.ehrendorfer@univie.ac.at, Univ.-Prof. Dr. Harald NIKLFELD, E-Mail: harald.niklfeld@univie.ac.at, Department of Botany and Biodiversity Research, University of Vienna, Rennweg 14, 1030 Vienna, Austria.

Gefährdungsfaktoren und Schutzgebietsmanagement im Klimawandel

Klaus Peter ZULKA, Irene OBERLEITNER, Christian BAUMGARTNER, Christian DIRY,
Harald GRABENHOFER, Margit GROSS, Anna WEBER & Stefan SCHINDLER

Der Klimawandel wird die Areale und die biotischen Beziehungen der Arten untereinander und damit die globalen Biodiversitätsmuster entscheidend verändern, aber auch das Gefüge der Gefährdungsfaktoren, die auf Arten und Lebensräume wirken, entscheidend beeinflussen, was in weiterer Folge eine Neubewertung von Schutzmaßnahmen und Schutzstrategien erfordert. Für diesen Beitrag haben die Naturschutzauftragten von fünf Schutzgebieten jeweils 10 Schutzzüge (Arten oder Lebensräume) ausgewählt, die sie jeweils als typisch und charakteristisch für das Schutzgebiet erachteten. Diesen Schutzzügen wurden Gefährdungsfaktoren und Schutzmaßnahmen aus einer Vorauswahlliste für das jeweilige Schutzgebiet zugeordnet. Im nächsten Schritt wurde abgeschätzt, wie der Klimawandel die Bedeutung dieser Gefährdungsfaktoren und Schutzmaßnahmen verändert. Die direkten Klimawandelauswirkungen auf Arten und Lebensräume standen dabei nicht im Mittelpunkt des Interesses; dennoch wurden fast der Hälfte der Schutzzüge Klimawandel-bezogene Gefährdungsfaktoren zugeordnet, die sich in Form höherer Durchschnittstemperaturen und längerer Dürrephasen beeinträchtigend auswirken. Unter den übrigen Gefährdungsfaktoren wurde die Grünland-Nutzungsaufgabe als wichtigster Gefährdungsfaktor in den gemanagten Bereichen der Schutzgebiete erkannt, gefolgt vom Faktor „gebietsfremde Arten“ und weiteren landnutzungsbezogenen Gefährdungsfaktoren. Die bedeutendsten Schutzmaßnahmen sind die Erhaltung oder Wiederherstellung extensiver Nutzung (Mahd oder Beweidung), gefolgt vom besseren Management von Düngung und Pestizideinsatz in der Umgebung der Schutzgebiete sowie der Kontrolle gebietsfremder Arten. Insgesamt wird für 56 % der zugewiesenen Gefährdungsfaktoren eine Bedeutungsverstärkung im Klimawandel angenommen, ein Drittel bleibt in der Wirkung etwa gleich und 10 % der Faktoren werden im Klimawandel an Bedeutung abnehmen, zumindest in manchen der Schutzgebiete. Von den Schutzmaßnahmen werden 61 % im Klimawandel wichtiger. Die sieben wichtigsten Schutzmaßnahmen mit zunehmender Klimawandel-Bedeutung beziehen sich allesamt auf die Wiederherstellung extensiver Landnutzungspraktiken in den Schutzgebieten und ihrer Umgebung.

ZULK A.K.P., OBERLEITNER I., BAUMGARTNER C., DIRY C., GRABENHOFER H., GROSS M., WEBER A. & SCHINDLER S., 2022: Pressures and protected area management under climate change.

Climate change will change biodiversity patterns in a profound way, altering species distributions and disrupting ecological relationships among species. However, climate change will also modify the framework of pressures and threats impinging on species and habitats. This will, in turn, require a re-assessment of conservation measures and strategies, in particular in the management of protected areas. Here, managers of five Austrian conservation areas have selected ten species or habitat types, each of them typical and iconic for the protected area. From two lists of predefined pressures and conservation measures, managers have selected those considered relevant in the respective protected area. In the next step, managers expressed their expectations on the change of the pressures and measures in a climate change environment for every pressure/measure–species/habitat pair. While direct climate change pressures were not at the centre of the present analysis, they were considered relevant for 48 % of species and habitats, acting mostly through higher temperatures and prolonged droughts. From the remaining pressures, abandonment of grassland management emerged as the most important threat factor in the managed parts of the protected areas, measured as the number of species/habitats being affected. It is followed by alien species and a large number of additional agricultural pressures. The most important conservation measures in the managed protected areas consist in maintaining and recreating extensive

agricultural practices, followed by management of fertilisers and pesticides in agriculture and the control of alien species. In total, 56 % of the pressures were expected to increase in importance with climate change, one third will not be altered substantially and 10 % of the pressures will become less influential with climate change, at least in some of the protected areas. Among conservation measures, the majority (61 %) will become more important with climate change. The seven most important conservation measures increasing in relevance with climate change are measures related to extensification of land use in the areas and in their surroundings.

Keywords: Protected areas, climate change adaptation, pressures, conservation measures, area management.

Einleitung

Die Menschheit hat eine Klimaerwärmung von ca. 1,0°C bis 2017 im Vergleich zu vor-industriellen Werten verursacht, wobei die durchschnittlichen Temperaturen in den letzten 30 Jahren um etwa 0,2°C pro Jahrzehnt gestiegen sind (IPBES 2019). In Österreich ist die Erwärmung, bedingt durch die Lage im Alpenraum, allerdings bedeutend stärker vorangeschritten; hier sind die Temperaturen seit 1880 um ca. 2°C gestiegen (BMNT 2017). Wegen der Trägheit des Klimasystems und der Langlebigkeit der Treibhausgase ist bis Mitte des Jahrhunderts ein weiterer deutlicher Temperaturanstieg zu erwarten (UMWELTBUNDESAMT 2019), dessen Ausmaß vom Erfolg internationaler Klimaschutzbemühungen abhängen wird.

Der Klimawandel ist bereits zu einem entscheidenden Ökofaktor für viele Lebensräume und Organismen geworden (BELLARD et al. 2012, IPBES 2019). Schon früh wurde erkannt, dass der Klimawandel zu phänologischen Verschiebungen führt; Pflanzen treiben früher aus, Zugvögel kommen früher aus dem Winterquartier zurück, Insekten werden früher aktiv (PARMESAN 2006, VITASSE et al. 2021). Asynchrone phänologische Änderungen, wie sie häufig beobachtet werden (OVASKAINEN et al. 2013), können zu Störungen der biotischen Beziehungen führen (DAMIEN & TOUGERON 2019). Der Klimawandel erlaubt es manchen Arten, mehr Generationen pro Jahr hervorzubringen, was zu Schädlingskalamitäten führen kann, wenn Antagonisten dieser Vermehrung nichts entgegenzusetzen haben (ALTERMATT 2010). Am deutlichsten wird der Einfluss des Klimawandels aber bei den Arealverschiebungen in Richtung der Pole, die bei vielen Arten zu beobachten sind (BELLARD et al. 2012, DIFFENBAUGH & FIELD 2013). CIVANTOS et al. (2012) schließen nach ihren Modellen, dass mitteleuropäische Arten im Klimawandel sukzessive nach Norden abwandern, Arten des Mittelmeergebiets deren Nischen in Mitteleuropa besetzen und das Mittelmeergebiet selbst viele Arten verlieren wird. Bei solch großräumigen Arealverschiebungen können unterschiedliche Ausbreitungsfähigkeit und Wandergeschwindigkeit zu einem Zerreissen der Nahrungsnetze und zu einer vollständigen Neusortierung von Ökosystemen führen, in denen dann Generalisten mit unspezifischen Wechselbeziehungen dominieren (LURGI et al. 2012). Aussterben von Populationen ist dabei nicht nur an den warmen Südgrenzen der Areale zu erwarten (THOMAS et al. 2006). Arten, die aufgrund ihrer Lebensraumansprüche und Ausbreitungspotentiale nicht in der Lage sind, den nordwärts wandernden Klimazonen zu folgen, werden, so wird befürchtet, den Klimawandel letztendlich nicht überleben. In seiner Metaanalyse kommt URBAN (2015) zum Schluss, dass etwa 1/6 der Arten als Folge des Klimawandels aussterben werden; ein weitaus größerer Anteil der Arten wird negativ betroffen sein.

Während diese direkten Auswirkungen des Klimawandels auf die Biodiversität seit Langem intensiv beforscht werden, blieben Untersuchungen über die Interaktionen zwischen Klimawandel und anderen Gefährdungsfaktoren bisher spärlich (OLIVER & MORECROFT 2014; OLIVER et al. 2017, BELLARD et al. 2018). Schon vor dem Klimawandel waren viele Arten und Lebensräume durch menschliche Eingriffe, Landnutzungspraktiken, Landschaftsstrukturveränderungen und Ökosystemprozess-Modifikationen bedroht. Ein weltumspannender universeller neuer Einflussfaktor wie der Klimawandel wird viele dieser Gefährdungsfaktoren weiter verstärken, andere vielleicht abmildern. Damit verändern sich die Bedrohungsbilder grundlegend, was letztendlich auch neue und Klimawandel angepasste Naturschutzmaßnahmen und -strategien erfordert. Eine Diskussion über die Klimawandel-Anpassung des Naturschutzes hat aber gerade erst begonnen (OLIVER et al. 2016).

Schutzgebiete sind ein Eckstein jeder Naturschutzstrategie. Aber gerade im Klimawandel sehen sich Schutzgebiete und ihr Management neuen Problemen ausgesetzt: (1) Die Schutzgebietsgrenze hält überregionale Faktoren wie den Klimawandel nicht auf; keine Schutzgebietskategorie hilft dagegen. (2) Schutzgebiete sind räumlich fixiert, Organismen müssen aber im Klimawandel wandern (THOMAS & GILLINGHAM 2015). (3) Klimawandel erfordert Anpassung der bisher üblichen Schutzmaßnahmen, weil sich die Lebensverhältnisse für Arten und Lebensräume ändern (RANNOV & NEUBERT 2014).

Im vorliegenden Beitrag werden pro Schutzgebiet 10 typische Arten oder Lebensraumtypen vorgestellt. Dann wird bewertet, wie der Klimawandel das Gefüge der Gefährdungsfaktoren beeinflusst und wie sich die Schutzmaßnahmen-Erfordernisse in der Folge ändern. Damit soll ermittelt werden, welche neuen Herausforderungen der Klimawandel dem Naturschutz in Österreich im Allgemeinen und dem Gebietsschutz im Besonderen stellt. Folgende Fragen standen im Vordergrund: Welche Gefährdungsfaktoren wirken im Schutzgebiet? Welche Rolle spielen direkte gegenüber indirekten Klimawandelleffekten? Welche Gefährdungsfaktoren verstärkt der Klimawandel, welche schwächt er ab? Welche Schutzmaßnahmen sind aktuell bedeutsam und welche werden im Klimawandel bedeutsamer? Was folgt daraus für ein zukünftiges Schutzgebietsmanagement?

Untersuchungsgebiete

Fünf österreichische Schutzgebiete wurde für die Analyse herangezogen, die beiden Nationalparks Donau-Auen und Neusiedler See – Seewinkel, ein Set von acht Weinviertel-Trockenrasen, die vom Naturschutzbund Niederösterreich betreut werden sowie die beiden Biosphärenparks Wienerwald und Großes Walsertal.

Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel

Der Neusiedler See – ein Steppensee – liegt zwischen den östlichsten Ausläufern der Alpen im Westen und dem westlichsten Teil der Kleinen Ungarischen Tiefebene, dem Seewinkel, im Osten. Der Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel ist Teil des Europaschutzgebietes „Neusiedler See – Nordöstliches Leithagebirge“. Ein kleinerer Teil des Nationalparks entfällt auf das Europaschutzgebiet „Waasen – Hanság“.

Naturraum

Der wichtigste Lebensraumtyp des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel sind die „Pannonicischen Salzsteppen und Salzsümpfe“. Unter diesem Begriff sind verschiedene Salzstandorte zusammengefasst. Mit 3.676 ha Gesamtfläche im Neusiedler-See-Gebiet, der Großteil davon innerhalb des Nationalparks gelegen, handelt es sich dabei um den flächenmäßig weitaus bedeutendsten Lebensraumtyp.

Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees ist mit rund 180 km² Fläche (österreichischer und ungarischer Anteil) der zweitgrößte zusammenhängende Schilfbestand Europas. Die Schilfflächen (*Phragmites australis*) im südöstlichen Teil des Sees sowie zwischen Illmitz und Podersdorf bilden zusammen mit den dazugehörigen offenen Wasserflächen des Neusiedler Sees die Naturzone des Nationalparks.

Neben den großflächigen Schilfbeständen sind die salzliebenden und salztoleranten Pflanzenarten wie z. B. Queller (*Salicornia prostrata*), Salzmelde (*Suaeda pannonica* und *S. prostrata*) oder Salzwiesen-Schwertlilie (*Iris spuria*) für den Nationalpark charakteristisch. Die ebenfalls salzliebende Kurzkopf-Kratzdistel (*Cirsium brachycephalum*) ist ein Endemit der pannonicischen Florenprovinz.

Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees ist Lebensraum für eine Vielzahl von Vogelarten. Brutvögel sind beispielsweise Drossel-, Schilf-, Teich- und Mariskenrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*, *A. schoenobaenus*, *A. scirpaceus*, *A. melanopogon*). Der Neusiedler See beherbergt neben vielen weiteren Entenarten auch einen bedeutsamen Bestand der Moorente (*Aythya nyroca*). Auch die Graugans (*Anser anser*) hat hier einen ihrer wichtigsten Brutplätze in Mitteleuropa.

Die Salzlacken dienen vielen Wasser- und Watvogelarten als Brut- und Nahrungslebensraum. Hervorzuheben ist das einzige Brutvorkommen in Österreich und eines der wenigen im europäischen Binnenland von Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*) und Seeregenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*). Auch der Stelzenläufer (*Himantopus himantopus*) findet an den stärker bewachsenen Lacken geeignete Brutplätze. An solchen Gewässern finden sich auch die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) und der Donaukammmolch (*Triturus dobrogicus*) ein. Stellvertretend für eine Vielzahl von Kleinkrebsen seien die Vorkommen von *Branchinecta orientalis* und *B. ferox* genannt.

Gefährdung

Ein sehr ernstes Bedrohungsszenario für die Salzlebensräume des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel stellen niedrige Grundwasserstände dar. Durch groß angelegte Entwässerungsmaßnahmen wurden ab der Mitte des 20. Jahrhunderts Flächen trockengelegt und Hochwässer abgeleitet. In den letzten Jahrzehnten stellt die Entnahme von Grundwasser zum Zweck der Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen einen weiteren erheblichen Faktor dar. Durch die Absenkung des Grundwassers wird ein kapillarer, nach oben gerichteter Salztransport unterbunden. Das führt zur Aussüßung der Salzbiotope, insbesondere der gebietstypischen Salzlacken.

Ein weiterer Gefährdungsfaktor liegt in der Beweidungsaufgabe der Schutzgebietsflächen. Nach der Aufgabe der jahrhundertelangen Hutweidewirtschaft in den 1960er-Jahren war bald klar, dass zur Erhaltung der steppenartigen Landschaft des Seewinkels mit ihrem

Artenreichtum die Beweidung ein unerlässliches Instrumentarium darstellt. Die Erfolge dieser seit Mitte der 1980er-Jahre wieder aufgenommenen traditionellen Bewirtschaftung – nunmehr mit Fokus auf Naturschutzziele – sind gut dokumentiert. Mit der Zeit wurde es immer schwieriger, naturschutzorientierte Viehwirtschaft und ökonomische Notwendigkeiten der landwirtschaftlichen Betriebe miteinander in Einklang zu bringen.

Schutz

Als wichtigste Maßnahme ist die Sanierung des Wasserhaushalts in Form einer möglichst großflächigen Anhebung der Grundwasserstände zu nennen. Dazu ist in einem ersten Schritt der Rückstau im bestehenden Netz an Entwässerungsgräben notwendig, um Niederschläge zurückzuhalten und so eine Grundwassererneubildung zu begünstigen. Komplizierter ist die Reduktion der Wasserentnahme zum Zwecke landwirtschaftlicher Bewässerung zu implementieren. Dazu wäre eine Abkehr von bewässerungsintensiven Kulturen wie Mais oder Erdäpfeln notwendig. Ohne eine entsprechende Förderkulisse im Hintergrund ist eine Umstellung der landwirtschaftlichen Produktion derzeit jedoch schwer denkbar.

Klimawandel

Lokale Klimawandel-Szenarien sind noch sehr unsicher. Ausbleibende Winterniederschläge haben zur Folge, dass zur Brutzeit das Angebot an Wasser- und Feuchtplänen geringer ausfällt, ja in Extremjahren praktisch überhaupt kein Wasser zur Verfügung steht und somit bei wassergebundenen Arten wie Enten und Limikolen der Bruterfolg sehr gering ausfällt. Niederschläge im Mai können dann dazu führen, dass Jungvögel unter Nässe und Kälte leiden.

Wärmere Winter führen zu einer verfrühten und verstärkten Verdunstung. Stärkere Winde können dazu führen, dass Verdunstung und Trockenheit auch bei gleichbleibenden Niederschlägen zunehmen. Wenn Wasser- und Schlammflächen an den flachen Salzlacken in geringerem Ausmaß und vielleicht nicht in allen Jahren zur Verfügung stehen, verliert das Neusiedler-See-Gebiet an Bedeutung für den eurasisch-afrikanischen Vogelzug, insbesondere bei Wat- und Wasservögeln. Höhere durchschnittliche Wassertemperaturen des Neusiedler Sees bringen möglicherweise Verschiebungen in der Fischfauna in Richtung auf Arten mit höherem Temperaturoptimum (wie etwa dem Wels *Silurus glanis*) mit sich.

Nationalpark Donau-Auen

Der Nationalpark Donau-Auen umfasst die größte zusammenhängende, ökologisch weitgehend intakte und naturnahe Auenlandschaft in Mitteleuropa. Die Donau-Auen liegen zwischen den Großstädten Wien und Bratislava.

Naturraum

In der ökologischen Literatur wird die Auenvegetation der „azonalen Vegetation“ zugeordnet, da sich unter verschiedenen klimatischen Bedingungen unter dem hydrodynamischen Flussregime, vermittelt durch Überflutung, Umlagerung, Nährstoffeintrag, Biomasseaustrag, Verfügbarkeit von Pionierstandorten, Auflandung, Grundwasserschwankungen und Gradienten der Sedimentzusammensetzung überregional sehr ähnliche Artengemeinschaften ausbilden.

Flussauen sind Ökosysteme, die von natürliche Störereignissen wie Überflutungen, Umlagerungen, Grundwasserschwankungen, abhängen. Dabei bilden Teillebensräume unterschiedlicher Pegelhöhe das gesamte Spektrum der im Flussraum möglichen Störungsintensitäten ab. Die Donaulandschaft bei Wien wurde früher alle 100 Jahre vom Fluss vollständig umgestaltet, wie alte Karten belegen. Diese flussmorphologische Aktivität ist heute nur mehr stark eingeschränkt möglich; viele Standorte sind überaltert.

Flusslandschaften sind großräumige Ausbreitungskorridore. Damit können Arten und Lebensräume der Verschiebung der Klimazonen leicht folgen. Rasch können sich neue und gebietsfremde Arten etablieren. Die Donau verbindet die südosteuropäischen mit den mittel- und nordeuropäischen Flusslandschaften. Mittels Kanalverbindungen wurden Korridore auch zwischen früher getrennten Einzugsgebieten der einzelnen Gewässer geschaffen, wodurch Europas Flusseinzugsgebiete vom Balkan und Russland bis Frankreich durchgängig sind und schon früher zur Ausbreitung genutzt wurden.

Gefährdungsfaktoren

In Flussauen wirken und kumulieren Gefährdungsfaktoren des gesamten stromauf gelegenen Einzugsgebiets. Das sind insbesondere (1) Sohlerosion mit absinkendem Donauwasserspiegel und in Folge Absinken des Grundwasserspiegels, beides durch Geschieberückhalt bei Stauhaltungen oberhalb des Nationalparks, (2) Abtrennung der Seitenarme durch diese Sohlerosion, (3) Hemmung der lateralen Erosion durch Wasserbau und Schiffahrtswasserbau im gesamten Donauabschnitt sowie stellenweise (4) Akkumulation von Feinsediment durch reduzierte Erosionsdynamik und befestigte Gewässerufer. Der Einfluss der im 19. und 20. Jahrhundert vorgenommenen Flussregulierung bleibt weiterhin wirksam.

Schutzmaßnahmen

Die gegenwärtig praktizierten Schutzmaßnahmen dienen vor allem der Auenrevitalisierung im Nationalpark Donau-Auen. Die Anhebung der erodierten Stromsohle hebt auch den Donau-Wasserspiegel an; dies verbessert die großräumigen Grundwasserverhältnisse insbesondere am Nordufer im Marchfeld. Die Anbindung der Seitenarme an die Donau ermöglicht den Feinsedimentaustausch, verstärkt die Lateralerosion und die Konnektivität zum Grundwasserkörper und verbessert den Hochwasserschutz.

Der Rückbau des Uferverbau und der Befestigungen am Hauptfluss ermöglicht Lateralerosion auch direkt am Donauufer; das hilft, die Uferwälle abzutragen und verbessert die Hochwasserausleitung in die angrenzenden Augebiete. Mit dieser Maßnahme werden Hochwässer über große Flächen verteilt; eine möglicherweise devastierende Wirkung von Hochwässern außerhalb des Nationalparks wird damit abgeschwächt.

Klimawandel

Artenverluste beruhten bisher im Augebiet auf dem Verlust an Fläche und Qualität bestimmter Lebensräume wie Kiesbänke oder Uferanbrüche und nicht auf der Veränderung klimatischer Umweltbedingungen. Der Klimawandel wirkt im Nationalpark Donau-Auen weniger durch Temperaturerhöhung, Niederschlagserhöhung oder Dürre im Schutzgebiet selbst, sondern durch Änderungen im gesamten über 120.000 km² großen Einzugsgebiet: Hier führen veränderte Niederschlags- und Schneelageverhältnisse zu einem veränderten Wasserregime der Donau, zu einem veränderten Sedimentzustrom, zu veränderten Nähr-

stoffverhältnissen, die sich allesamt summieren und dann stromab im Nationalpark zum Tragen kommen.

Die relevanten vom Klimawandel ausgelösten Veränderungen wirken im Nationalpark Donau-Auen derzeit noch überwiegend auf die funktionellen Prozesse der Flusslandschaft, wie etwa Erosions-Auflandungsgleichgewicht, Sedimenthaushalt, Überflutungsregime und Nährstoffhaushalt. Erst auf längere Sicht werden sich Wirkungen auf die Pflanzen- und Tierwelt ergeben, sofern keine ausreichenden Gegenmaßnahmen ergriffen werden.

Im Vergleich zu den noch immer wirksamen Folgen der Fluss- und Schifffahrtsregulierung sind die Folgen des Klimawandels vorerst nachrangig. Da der Klimawandel über die gleichen Umweltparameter und über die gleichen Mechanismen wie die Fluss- und Schifffahrtsregulierung wirkt, sind die Maßnahmen der Auenrevitalisierung auch hinsichtlich des Klimawandels als eine geeignete Gegenstrategie anzusehen.

Trockenrasen und Halbtrockenrasen des Naturschutzbunds Niederösterreich

Der Naturschutzbund Niederösterreich ist Eigentümer von 38 Gebieten in Niederösterreich im Ausmaß von insgesamt rund 72 ha. Zusätzlich werden 30 ha über Pacht oder anderweitige Vereinbarungen mit den Grundeigentümern naturschutzfachlich betreut, womit insgesamt Flächen von über 100 ha zur Verfügung stehen. Die Gebiete sind auf das

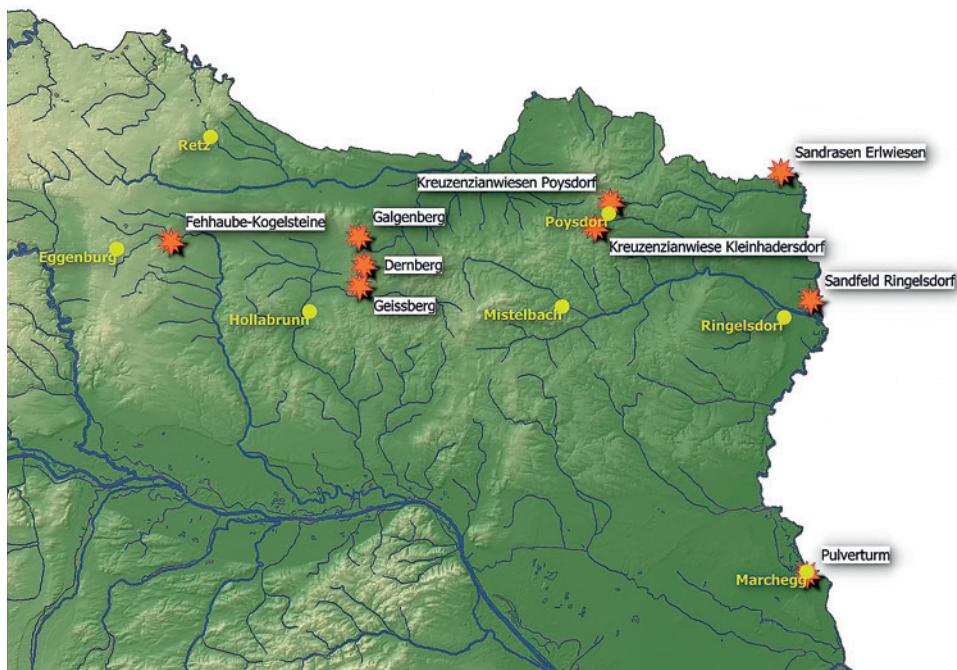


Abb. 1: Lage der vom Naturschutzbund Niederösterreich betreuten Flächen im Weinviertel (Niederösterreich) mit Halbtrockenrasen oder Trockenrasen. – Fig. 1: Position of dry grassland areas managed by Austrian League of Nature Conservation in Weinviertel, Lower Austria.

gesamte Bundesland Niederösterreich verteilt und umfassen verschiedene Lebensräume. Für die vorliegende Studie wurden acht Grundstücke mit Trockenrasen oder Halbtrockenrasen im Weinviertel herangezogen (Abb. 1). Das Gebiet „Fehhaube-Kogelsteine“ ist als Naturschutzgebiet ausgewiesen und Teil des Natura-2000-Gebiets „Westliches Weinviertel“. Die Flächen „Sandfeld Ringelsdorf“ und „Erlwiesen Bernhardstal“ gehören zum Natura-2000-Gebiet „March-Thaya-Auen“. Die Gebiete „Galgenberg“ und „Kreuzenzianwiesen Kleinhadersdorf“ sind Naturdenkmäler. Die restlichen (Halb-)Trockenrasengebiete unterliegen keiner Schutzkategorie.

Naturraum

Die acht Gebiete umfassen basenreiche und basenarme Halbtrockenrasen, Halbtrockenrasenbrachen, Silikat-Felstrockenrasen, Karbonat-Sandtrockenrasen, Silikat-Sandtrockenrasen und Lösstrockenrasen. Sie sind strukturell vielfältig mit einem Mosaik aus strukturreichen Waldrändern, einzelnen Bäumen, Hecken, Gebüschruppen, Halbtrockenrasen und Trockenrasen.

Alle Gebiete umfassen die Biotoptypen „Kontinentale basenreiche Weide- und Mäh-Halbtrockenrasen“ sowie „Kontinentale basenreiche Halbtrockenrasenbrachen“, das sind gemähte, mäßig trockene bis wechseltrockene Halbtrockenrasen in niederschlagsarmen, kontinentalen Lagen. Nach der Einstellung der extensiven Nutzung ändert sich die Artenzusammensetzung und die Vegetationsstruktur. Löss-Trockenrasen sind vor allem im Weinviertel verbreitet. Meist handelt es sich um geschlossene Trockenrasen, die Steilhänge, Hochraine und Hohlwegböschungen besiedeln. Sie wurden früher beweidet, selten gemäht. Die Nutzung wurde fast überall aufgegeben; derzeit liegen die meisten Bestände brach. Typische Bestände sind sehr selten. Silikat-Fels-Trockenrasen sind dort anzutreffen, wo in Silikatgestein-Hügelländern und -Mittelgebirgen Fels zu Tage tritt, so am Westrand des Weinviertels. Der Biotoptyp kommt auf sehr trockenen, flachgründigen Standorten über sauren Gesteinen in niederschlagsarmen Regionen vor. Er ist eng mit Pioniertrockenrasen, Trockensäumen und Trockengebüschen und -wäldern verzahnt. Er wird selten beweidet und nie gemäht.

Gefährdung

Die größte Gefährdung geht für alle Schutzgüter und alle Schutzgebiete von der landwirtschaftlichen Nutzung oder deren Aufgabe aus. Ebenso stellen für alle Schutzgüter gebietsfremde, invasive Arten eine Bedrohung dar, insbesondere die Robinie. Stickstoffeintrag aus der Luft führt zu Versauerung und Überdüngung von Böden, Grundwasser und Oberflächengewässern. Synthetische Dünger und Pflanzenschutzmittel auf angrenzenden Flächen wirken sich negativ auf die Schutzgüter aus.

Diese Faktoren führen entweder zu einem unmittelbaren Verlust des Lebensraums (z. B. bei Umbruch) oder zu einer langsamen Lebensraumdegradation durch die Zunahme von Vergrasung und Verbuschung. Die Pflanzenschutzmittel im unmittelbaren Umfeld gefährden Insekten und Vögel, die sich von Insekten ernähren.

Klimawandel-bedingte Trockenheit wirkt sich je nach Zeitpunkt unterschiedlich aus. Entscheidend ist die Verteilung der Niederschläge über das Jahr und weniger die Niederschlagssumme. Im Naturschutzgebiet Fehhaube-Kogelsteine hat die Erholungsnutzung problematische Ausmaße. Ein allgemein wirkender Gefährdungsfaktor ist die geringe Grö-

ße und Isolation der Trockenraseninseln, die eine Wiederbesiedlung nach Populationsverlust erschweren.

Schutz

Die Pflege der Trockenrasen und Halbtrockenrasen ist die wichtigste Schutzmaßnahme; sie hilft auch gegen das Vordringen von gebietsfremden invasiven Arten wie der Robinie. Für die typischen Vogel- und Tagfalterarten ist der Strukturreichtum mit gut strukturierten Waldrändern, Hecken, Einzelbäumen und offenen Lebensräumen von großer Bedeutung. Die Ausbringung von Agrochemikalien im unmittelbaren Umfeld muss reduziert werden. Ackerraine und Wegeböschungen sind wichtige Wanderkorridore zur Defragmentierung der Biotopinseln.

Klimawandel

Das Weinviertel ist von einem pannonicisch-kontinentalen Klima mit trocken-kalten Wintern und trocken-warmen Sommern geprägt. Die Anzahl der Sommertage erreicht durchschnittlich 80 Tage pro Jahr; an mehr als 250 Tagen pro Jahr fällt kein Niederschlag (Jahresmitteltemperatur: 11,2 °C, Jahresniederschlag: 639 mm). Im Klimawandel werden die Hitzetage und die Tropennächte zunehmen; sowohl im Winter als auch im Sommer werden die Lufttemperaturen ansteigen. Die Anzahl der Frosttage im Frühling nimmt ab, jene der niederschlagsfreien Tage zu. Es ist davon auszugehen, dass die Trockenrasen von der Temperaturerhöhung profitieren, da es konkurrenzstärkeren, an die hohen Temperaturen nicht so gut angepassten Arten schwerer fallen wird, in diese Lebensräume vorzudringen. Das kann bedeuten, dass in Zukunft die Pflege oder Bewirtschaftung der Trockenrasen weniger dringlich werden.

Biosphärenpark Wienerwald

Der Biosphärenpark Wienerwald liegt in den Bundesländern Wien und Niederösterreich in unmittelbarer Nähe zur Großstadt Wien.

Naturraum

Der Wienerwald beherbergt eine große landschaftliche Vielfalt. Neben den klimatischen und geologischen Bedingungen hat die Nutzung durch den Menschen die Lebensräume über Jahrhunderte und Jahrtausende geprägt. Entstanden ist ein vielfältiges Mosaik aus Wäldern, Wiesen, Obstwiesen, Weiden, Äckern, Weingärten und Siedlungen, das zahlreichen Tieren und Pflanzen Lebensraum bietet. Im Biosphärenpark Wienerwald sind über 60 % der Fläche von Wald bedeckt. Neben den ausgedehnten Buchenwäldern bestehen in den trockenen Gebieten des Karbonat-Wienerwaldes Eichen-Hainbuchen-Wälder oder Flaumeichenwälder. Schwarzföhrenwälder sind auf den Kalk-Klippen an der Thermenlinie sowie im südlichen Karbonat-Wienerwald zu finden, ebenso wie Ahorn-Linden-Wälder. Auf den Wienerwald-Bergen wächst Gipfel-Eschenwald. Die streng geschützten Kernzonen beherbergen insgesamt 33 verschiedene Waldtypen.

Neben den Wäldern sind es vor allem die Wiesen und Weiden, entstanden durch Rodung und jahrhundertlange Bewirtschaftung, die das Landschaftsbild des Biosphärenparks Wienerwald prägen. Der Wienerwald beherbergt 23 verschiedene Wiesentypen; je nach Bodentyp, Nährstoff- und Wasserhaushalt sind Glatthaferwiesen, Trespenwiesen, Pfeifen-

graswiesen, Flachmoore, Quellfluren, Streuobstwiesen, Trockenrasen oder Halbtrockenrasen ausgebildet. Weiden, Ackerland, Weinbaulandschaften und Gewässer ergänzen das Ökosystem-Spektrum und ermöglichen eine hohe Artenvielfalt.

Von der Biosphärenparkfläche sind 81 % als Natura-2000-Gebiete ausgewiesen. Im Gebiet liegen außerdem 16 Naturschutzgebiete und 145 flächige Naturdenkmäler. Bei vielen Lebensraumtypen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie besteht hinsichtlich des Erhaltungszustands Verbesserungsbedarf.

Gefährdung

Im Wald ist die Anlage von standortfremden Monokulturen ein wesentlicher Gefährdungsfaktor, wobei Fichtenkulturen derzeit zurückgenommen, aber gegebenenfalls mit trockenresistenten gebietsfremden Baumarten wie der Douglasie ersetzt werden. Die zunehmende Nachfrage nach Biomasse erhöht die Gefahr der Übernutzung. In der Umgebung der Großstadt Wien übt Freizeitnutzung wie unkontrolliertes Mountainbiking erheblichen Druck auf die Ökosysteme aus. Freizeit-Infrastruktur, Forststraßen und Siedlungstätigkeit fragmentieren und stören die Waldlebensräume in der Entwicklungszone des Biosphärenparks.

Die landwirtschaftliche Nutzung im Wienerwald unterliegt teils der Intensivierung, teils der Extensivierung. Bei Intensivierung und Kommassierung werden kleinräumige Landschaftsstrukturen wie Hecken, Trockensteinmauern, Raine oder Kleingewässer vernichtet. Das Mahdmanagement wird nicht den naturschutzfachlichen Anforderungen angepasst. Wo sich traditionelle Weidehaltung zum Beispiel von Schafen und die Mahd von Wiesen nicht mehr rechnen, drohen Verbuschung und Verwaldung.

Schutz

In den Wäldern wird versucht, eine Verbesserung der Habitatstrukturen zu erreichen und die Forste auf die Anforderungen des Klimawandels vorzubereiten. Mit Öffentlichkeitsarbeit und Partizipationsprojekten zur Nutzung von Freizeitinfrastruktur wird über das richtige Verhalten im Wald informiert (Broschüre „Spielregeln im Wienerwald“).

Auf 5 % der Fläche findet keine Nutzung statt; in diesen Kernzonen entstehen die Urwälder vom morgen. Im Wirtschaftswald werden Altholzzellen und Biotopbäume als Trittssteinbiotope zwischen den Kernzonen belassen.

Der Biosphärenpark Wienerwald Management initiiert, unterstützt und fördert Projekte, mit denen Hecken, Trockensteinmauern, Ruderalfuren oder Kleinstgewässer angelegt und gepflegt werden. Mit der Auszeichnung von „Wiesenmeistern“ werden biodiversitätsfreundliche Mahdregime anerkannt, mit der Schafzucht traditionelle extensiver Wirtschaftsweisen gefördert.

Klimawandel

Für den Wienerwald wird ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur um 3 bis 4 °C erwartet, die Jahresniederschlagsmengen werden sich leicht erhöhen, die Schwankungen allerdings verstärken, was extremere Trocken- und Feuchtperioden nach sich zieht. Es wird mit negativen Auswirkungen auf die Holzproduktion und stark negativen Auswirkungen auf die CO₂-Speicherungsfähigkeit gerechnet. Durch wärmere Winter haben aber bereits Borkenkäfer-Probleme zugenommen. Mittels Naturverjüngung entsteht ein klimatisch

angepasster Waldbestand; je vielfältiger dieser, desto besser die Klimawandelanpassungsmöglichkeiten und desto geringer die Gefahr durch Schädlingskalamitäten. Douglasien tolerieren längere Trockenperioden, senken aber den Naturschutzwert der Wienerwald-Forste dramatisch.

Die Wiesenbewirtschaftung wird durch die Klimaextreme schwieriger und unrentabler; weitere Nutzungsaufgabe ist zu erwarten. Für die Trockenrasen, das Rückzugsgebiet pannonischer Steppenarten, wird dagegen eine Verbesserung der Lebensbedingungen im Klimawandel erwartet.

Biosphärenpark Großes Walsertal

Das Große Walsertal ist ein Kerbtal mit einer Höhenerstreckung von 580 bis 2704 m Seehöhe. Im Biosphärenpark Großes Walsertal liegen zwei große Naturschutzgebiete, das Gadental und Faludriga-Nova. Das Gadental sowie Unter-Überlut sind als Natura-2000-Gebiete ausgewiesen.

Naturraum

Wiesen und Weiden prägen die Tallandschaften, Wälder die Hänge. GRABHERR (1988) nennt 21 Waldtypen für das Große Walsertal, von Laubwaldtypen (Buche, Esche, Ahorn), Buchen-Kiefern-Wäldern bis hin zu Spirken- und Bergfichtenwäldern. In Gebieten mit edaphisch bedingter Trockenheit auf Dolomitvorkommen gedeihen kleinflächige, artenreiche Kiefern- und Tannenwälder sowie schlechtwüchsige Fichtenwälder. Weichere Gesteinsschichten und tiegründigere Böden ermöglichen eine Vielzahl von Waldtypen auf engem Raum. Die hochmontane und subalpine Stufe wird auf dolomithaltigem Gestein von einem Latschengürtel eingenommen, auch Spirken kommen vor.

Die Wiesen auf den sonnigen Talseiten sind meist Glatthaferwiesen (Arrhenathereta), auf den Schattenseiten werden sie mit zunehmender Höhe durch Goldhaferwiesen (Triseteta) ersetzt. Weideflächen, die weiter von Alphütten entfernt liegen, sind extensiv genutzte Kalkstein- oder *Polypogon*-Grasflächen. Intensiver genutzte Weiden und Wiesen sind vor allem im Bereich der Almen und in Siedlungsnähe vorhanden. Sie sind aber zum Teil eng mit extensiv genutzten Magerwiesen verzahnt. Einzelbäume, Baumgruppen und Sträucher sowie Waldinseln infiltrieren vielerorts die Weiden und bilden mit ihren Kammgraswiesen oder unfruchtbaren Wiesenstreifen abwechslungsreiche Biotopkomplexe.

Trotz hoher Niederschläge ist das Große Walsertal verhältnismäßig arm an Mooren, es beherbergt aber ein bedeutendes Hochmoor und im Talausgang großflächige Kopfbinsenmoore, Davallseggenmoore, Pfeifengraswiesen und Hochstaudenfluren. In höheren Lagen finden sich vereinzelt Braunseggen- und Rasenbinsenmoore.

Gefährdung

Ein Wechsel der Bewirtschaftungsform, Einsatz von Düngemittel, Erhöhung der Schnitthäufigkeiten, zu früh gesetzte Mähtermine oder Aufgabe der Bewirtschaftung kann für viele Schutzgüter der Wiesen und Weiden gravierende Auswirkungen haben. Die Nutzung steiler Wiesen und Weiden wurde bereits aufgegeben. Mit Verbuschung oder gar Wiederbewaldung gehen Balzplätze für das Birkhuhn (*Lyrurus tetrix*) verloren. Auch die Intensivierung von Weiden und Wiesen durch Düngung oder stärkere Beweidung (beispielsweise auf Almflächen) führt zu Biodiversitätsverlusten.

Derzeit wird im Großen Walsertal nahezu ausschließlich nachhaltiger Tourismus betrieben. Dennoch werden seltene und geschützte Arten von Wanderern gesammelt, wie zum Beispiel der attraktive Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*) im Natura-2000-Gebiet Gidental.

Die Instandhaltung von Wegen und die Umorientierung forstlicher Bewirtschaftung wird zu einer Gefahr für seltene Arten und Waldtypen, wenn auf die Vorkommen keine Rücksicht genommen wird.

Schutz

In der Landwirtschaft sichern traditionelle, extensiven Bewirtschaftungsformen mit geringer Schnitthäufigkeit und möglichst spätem Mähtermin (vor allem bei Feuchtwiesen) schützenswerte Bestände gefährdeter Arten.

Aufforstung sollte nur mit standortgerechten und Klimawandel-fitten Gehölzen erfolgen; es sollte vermehrt auf Naturverjüngung gesetzt werden. In hochfrequentierten Wandergebieten sind Besucherlenkung und Information nötig. Der Biosphärenpark kooperiert mit Schulen, um die jüngsten Bewohner für den Schutz von Arten und Lebensräumen zu sensibilisieren und damit indirekt die ganze Bevölkerung zu erreichen.

Klimawandel

Die verlängerten Trockenperioden gefährden die Moore und ihre Lebewesen, wie etwa den Hochmoor-Perlmuttfalter (*Boloria aquilonaris*). An feuchte und kühle Lebensräume (z.B. Feuchtwiesen) gebundene Pflanzen und Tiere (z.B. Alpensalamander, *Salamandra atra*) werden durch Temperaturerhöhung und gehäufte Trockenperioden dezimiert und zurückgedrängt. Fische wie die Groppe (*Cottus gobio*) sind durch die höheren Temperaturen gezwungen, immer höher aufzusteigen und stoßen dabei an physische und flussmorphologische Grenzen.

Während der Wintertourismus mangels Schneesicherheit an Bedeutung verliert, wird der Sommertourismus attraktiver. Neue Wanderwege erschließen Standorte von Frauenschuh und Arnika.

Spezialisierte hochalpine und nivale Arten werden in höhere Lagen abgedrängt und verlieren damit große Teile oder die Gesamtheit ihrer Lebensraumfläche. Waldschädlinge wie der Borkenkäfer können sich über eine verlängerte Vegetationsperiode stärker vermehren, wodurch sowohl Fichtenforste als auch natürliche Bergfichtenbestände bedroht werden.

Material und Methoden

Mit der Methode sollte schrittweise ermittelt werden, wohin sich zukünftige Schutzgebiets-Naturschutz-Maßnahmenfelder unter dem Einfluss des Klimawandels weiterentwickeln werden.

Schritt 1:

Für jedes Schutzgebiet wurden 10 besonders charakteristische Pflanzen, Tiere oder Lebensraumtypen, im Folgenden Schutzzüter genannt, ausgewählt und festgelegt. Diese 10 Schutzzüter sollten, wenn sinnvoll, zumindest einen Lebensraumtyp, eine Pflanze, sowie einen Vertreter der Säugetiere, Vogel, Reptilien oder Amphibien und Wirbellosen umfas-

sen; je nach Art und Lebensraum standen Bekanntheitsgrad, Vorkommen, Naturschutzbedeutung, Repräsentativität oder Emblem-Charakter im Vordergrund. Die meisten dieser Schutzgüter werden in den Schutzgebieten seit Langem beobachtet und waren teilweise Gegenstand von speziellen Untersuchungen.

Schritt 2:

Zur Erfüllung der Berichtspflichten gemäß Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie existieren Auswahllisten für europaweit einheitlich definierte Gefährdungsfaktoren und Schutzmaßnahmen (EIONET 2017a, b). Da sich hierarchisch organisierte Listen in früheren Projekten in Auswertungen als problematisch erwiesen haben (z. B. UMWELTBUNDESAMT 2016), wurden diese Listen flach und mit minimalen gegenseitigen Abhängigkeiten angelegt. Außerdem sind diese Gefährdungsfaktoren-Listen („Pressures“) nach Sektoren sortiert, was eine übergeordnete Auswertung erleichtert.

Aus diesen Listen wurden jeweils relevante und für das Schutzgebiet zutreffende Gefährdungsfaktoren und Schutzmaßnahmen den jeweiligen 10 Schutzgütern zugeordnet (Elektronischer Appendix 1 und 2).

Schritt 3:

Schließlich wurde für jedes Zuordnungspaar zwischen Art (oder Lebensraumtyp) einerseits und Gefährdungsfaktor andererseits beurteilt, ob im jeweiligen Schutzgebiet die Bedeutung dieser Beziehung im Klimawandel erheblich ansteigt (+1), etwa gleich bleibt (0) oder erheblich sinkt (-1) (Elektronischer Appendix 1). Analog wurden die Zuordnungspaare zwischen Art (oder Lebensraumtyp) und Schutzmaßnahme bewertet (Elektronischer Appendix 2).

Ergebnisse

Schutzgüter

Die ausgewählten 50 Schutzgüter umfassen 9 Lebensraumtypen, 8 Pflanzen, 3 Säugetiere, 10 Vögel, 2 Reptilien, 5 Amphibien, 2 Fische und 11 Wirbellose (Tab. 1).

Direkte Klimawandelauswirkungen auf die Schutzgüter

Fast die Hälfte (48 %) der nominierten schutzgebietstypischen Arten und Lebensräume sind von zumindest einem direkt wirkenden Klimawandel-Gefährdungsfaktor betroffen; in allen Schutzgebieten sind solche Faktoren wirksam (Tab. 2). Am höchsten ist der Anteil der Schutzgüter, die vom Klimawandel direkt betroffen sind, beim Biosphärenpark Großes Walsertal (90 %). Hier wurden auch die meisten Klimawandel-bedingten Gefährdungsfaktoren insgesamt den Schutzgütern zugewiesen. Am geringsten ist der Anteil beim Biosphärenpark Wienerwald (10 %); die beiden österreichischen Nationalparks Donau-Auen und Neusiedler See – Seewinkel liegen im Mittelfeld. Am häufigsten wirkt der Klimawandel über die Temperaturerhöhung auf die Schutzgüter (Gefährdungsfaktor N01; Tab. 2, EIONET 2017a); fast ebenso häufig ist eine Wirkung über lange Trockenphasen (Gefährdungsfaktor N02). Von diesem Faktor sind insbesondere die Schutzgüter der Naturschutzbund-Trockenrasen betroffen, aber auch die charakteristischen Schutzgüter des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. Klimawandel wirkt daneben auch über die Erhöhung des Niederschlags (N03), Lebensraumveränderungen (N04) sowie Störungen der biotischen Beziehungen (N06, N07) auf die charakteristischen Arten und Lebensräume der Schutzgebiete ein.

Tab. 1: Ausgewählte 10 typische Schutzgüter (Arten oder Lebensräume) für jedes Schutzgebiet. –
 Tab. 1: Selection of 10 conservation targets (species or habitats) for every protected area.

Organismen-Gruppen	Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen des Niederösterre- chischen Natur- schutzbunds	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal
Pflanzen	<i>Iris spuria</i> , Salzwiesen-Schwertlilie	<i>Vitis vinifera</i> ssp. <i>sylvestris</i> , Wildrebe	<i>Linum hirsutum</i> , Zottel-Lein	<i>Sorbus torminalis</i> , Elsbeere	<i>Cypripedium calceolus</i> , Frauenschuh
			<i>Cytisus procumbens</i> , Zwerg-Geißklee		<i>Arnica montana</i> , Echte Arnika
					<i>Lycopodium clavatum</i> , Keulenbärlapp
Wirbeltiere	<i>Spermophilus citellus</i> , Ziesel	<i>Actitis hypoleucus</i> , Flussuferläufer	<i>Lanius collurio</i> , Neuntöter	<i>Muscardinus avellanarius</i> , Haselmäuse	<i>Tetrao tetrix</i> , Birkhuhn
	<i>Microtus oeconomus</i> , Sumpfwühlmaus	<i>Haliaeetus albicilla</i> , Seeadler	<i>Emberiza calandra</i> , Grauammer	<i>Ciconia nigra</i> , Schwarzstorch	<i>Cottus gobio</i> , Groppe
	<i>Platalea leucorodia</i> , Löffler	<i>Emys orbicularis</i> , Europäische Sumpfschildkröte		<i>Crex crex</i> , Wachtelkönig	
	<i>Recurvirostra avosetta</i> , Säbelschnäbler	<i>Bombina bombina</i> , Rotbauchunke		<i>Lacerta viridis</i> , Smaragdeidechse	
	<i>Upupa epops</i> , Wiedehopf	<i>Triturus dobrogicus</i> , Donaukammmolch		<i>Bufo bufo</i> , Erdkröte	
	<i>Bombina bombina</i> , Rotbauchunke	<i>Gymnocaephalus schraetzeri</i> , Schrätschreier		<i>Salamandra salamandra</i> , Feuersalamander	
Arthropoden	<i>Copris lunaris</i> , Mondhornkäfer	<i>Cerambyx cerdo</i> , Großer Eichenbock	<i>Lysandra coridon</i> , Silbergrüner Bläuling	<i>Saga pedo</i> , Sägeschrecke	<i>Parnassius apollo</i> , Roter Apollo
	<i>Lycosa singoriensis</i> , Südrussische Tarantel		<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> , Rotleibiger Grashüpfer	<i>Eurygaster austriaca</i> , Österreicherische Schildwanze	<i>Boloria aquilonaris</i> , Hochmoor-Perlmuttfalter
			<i>Phengaris alcon</i> , Kreuzenzianbläuling*	<i>Hipparchia semperi</i> , Ockerbindiger Samtfalter	

Organismen-Gruppen	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen des Niederösterreichischen Natur- schutzbunds	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal
Lebensräume	Pannoniche Salzsteppen und Salzsümpfe**	Heißländer, Kalktrockenrasen mit bemerkenswertem Orchideenbestand	Kontinentaler basenarmer Weide- und Mäh-Halbtrockenrasen		Kalkreiche Niedermoore
		Kiesbank mit Zweizahnflur (und entsprechender Kiesbankfauna)	Lösstrockenrasen		Lebende Hochmoore
			Silikat-Fels-trockenrasen		Berg-Mähwiesen

* Trockenrasenpopulationen auf *Gentiana cruciata*, früher als *Maculinea rebeli* auct. (nec Hirschke 1905) geführt

** (FFH 1530, EUNIS E6.2)

Tab. 2: Direkte Klimawandel-bezogene Gefährdungsfaktoren und ihrer Wirkmechanismen. Anzahl der Zuordnungen zu den 10 ausgewählten Schutzgütern (vgl. Tab. 1) pro Schutzgebiet. Zur offiziellen Benennung der Gefährdungsfaktoren vgl. Appendix 1. – Tab. 2: Direct climate change pressures and their mode of action. Number of assignments to 10 selected conservation targets per protected area. For the official taxonomy of pressures, see Appendix 1.

	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Alle fünf Schutzgebiete gemeinsam
Anteil betroffener Schutzgüter (N = 10)	60 %	30 %	50 %	10 %	90 %	48 %
Anzahl Zuordnungen zu Schutzgütern						
N01 – Temperaturänderung durch Klimawandel	1	3		1	8	13
N02 – Trockenheit und Niederschlagsrückgänge durch Klimawandel	4		4		3	11
N03 – Niederschlagserhöhung durch Klimawandel					3	3
N05 – Lebensraumveränderung durch Klimawandel					1	1
N06 – De-Synchronisierung biologischer Prozesse durch Klimawandel	1	1	1			3
N07 – Rückgang von Arten mit biotischer Beziehung durch Klimawandel	1		1			2

Aktuell wirkende Gefährdungsfaktoren (außer direkten Klimawandel-Effekten)

Der mit Abstand aktuell bedeutendste Gefährdungsfaktor in den Schutzgebieten ist die Aufgabe der Mahd oder Beweidung von Grünland (Gefährdungsfaktor A06, EIONET [2017a]). Abgesehen vom Nationalpark Donau-Auen spielt dieser Faktor in allen Schutzgebieten eine wesentliche Rolle. Insgesamt 23 Schutzgüter sind von diesem Gefährdungsfaktor betroffen, insbesondere in den Weinviertler Naturschutzbund-Niederösterreich-Trockenrasen (100 %), daneben auch im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel (60 %) und im Biosphärenpark Wienerwald (40 %; Tab. 3).

Am zweithäufigsten ist der Gefährdungsfaktor I02 (gebietsfremde Arten) in den Schutzgebieten präsent. Sämtliche Schutzgüter der Naturschutzbund-Trockenrasen sind von diesem Faktor betroffen. Weitere prominente Gefährdungsfaktoren die allerdings Schutzgebietsspezifisch wirken, sind Schifffahrts-Infrastruktur (E03, im Nationalpark Donau-Auen), Eintrag von Luftschadstoffen (J03, fast alle Schutzgüter der Naturschutzbund-Trockenrasen), Grundwasserentnahme für die Landwirtschaft (A30 – hauptsächlich im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, aber auch im Biosphärenpark Großes Walsertal) sowie Landnutzungsänderung (A02 – Naturschutzbund-Trockenrasen und Biosphärenpark Großes Walsertal). Agrarnutzungsbezogene Gefährdungsfaktoren (A21 Pflanzenschutzmittel, A31 landwirtschaftsbezogene Entwässerung; A08 Mahd, A09 Überweidung, A19 und A20 Düngung) betreffen zahlreiche Arten und Lebensräume. Insgesamt werden 57 verschiedene Gefährdungsfaktoren der Auswahlliste (EIONET 2017a) für die ausgewählten Schutzgüter als relevant erachtet; die Anzahl pro Schutzgebiet reicht von 13 in den Trockenrasen, die vom Naturschutzbund Niederösterreich betreut werden, bis zu 24 im Nationalpark Donau-Auen (Tab. 3).

Tab. 3: Gefährdungsfaktoren (vollständige Auswahlliste und offizielle Bezeichnung siehe EIONET [2017a]) und Anzahl der Zuweisungen zu den Arten und Lebensräumen der fünf Schutzgebiete. Hervorhebungen in Fettdruck. – Tab. 3: Pressures (complete list and official taxonomy see EIONET [2017a]) and number of assignments to species and habitats of five protected areas.

Gefährdungsfaktor	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Schutzgebiete mit diesem Gefährdungsfaktor	Schutzgüter mit diesem Gefährdungsfaktor
Kategorie A: Landwirtschaft							
A01 – Umwandlung in Agrarland	1				1	2	2
A02 – Landnutzungsänderung	1	7		3	3	11	
A03 – Änderung von Mischkultur auf Monokultur		2			1	2	
A05 – Entfernung charakteristischer Landschaftselemente	1	2	1		3	4	
A06 – Nutzungsaufgabe von Grünland	6	10	4	3	4	23	
A07 – Nutzungsaufgabe (außer Grünland)	1		1		2	2	
A08 – Mahd im Grünland	3	2	1	1	4	7	

Gefährdungsfaktor	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Schutzgebiete mit diesem Gefährdungsfaktor	Schutzwerte mit diesem Gefährdungsfaktor
A09 – Beweidung oder Überweidung	1			6	2	7	
A10 – Zu extensive Beweidung, Unter-Beweidung	4			1	2	5	
A16 – Bodenbearbeitungsmaßnahmen in der Landwirtschaft	1	3			2	4	
A18 – Bewässerung		1			1	1	
A19 – Naturdüngergaben	1			5	2	6	
A20 – Kunstdüngergaben		5		1	2	6	
A21 – Pflanzenschutzmittel	3	4	2		3	9	
A23 – Andere Pflanzenschutzmaßnahmen	1				1	1	
A30 – Grundwasserentnahme (Landwirtschaft)	7			3	2	10	
A31 – Entwässerung (Landwirtschaft)	6			3	2	9	
A33 – Hydrologische Veränderungen (Landwirtschaft)	1				1	1	

Kategorie B: Forstwirtschaft

B01 – Umwandlung in Wald oder Aufforstung			1	1	1		
B02 – Waldtyp-Umwandlung	1	2			2	3	
B06 – Entnahme von Einzelbäumen				1	1	1	
B07 – Entnahme von Totbäumen und Streu	1				1	1	
B08 – Entnahme alter Bäume			1		1	1	
B09 – Kahlhieb			1		1	1	
B15 – Waldbewirtschaftung weg von alten Wäldern			1		1	1	
B16 – Holztransport			3	1	2	4	
B21 – Physischer Pflanzenschutz	1				1	1	
B23 – Wasserverschmutzung durch Forstwirtschaft			1		1	1	
B27 – Hydrologische Veränderungen durch Forstwirtschaft			1		1	1	
B28 – Wälder für erneuerbare Energie	1				1	1	

Kategorie D: Energieproduktion

D01 – Windenergie und deren Infrastruktur	1			1	1	
D02 – Wasserkraft und deren Infrastruktur	5			1	2	6

Kategorie E: Transport und Verkehr

E01 – Straßen und Eisenbahnen	3		1	2	4	
E02 – Schifffahrt		3			1	3
E03 – Schifffahrts-Infrastruktur	10				1	10
E04 – Einflugschneisen		1			1	1

Gefährdungsfaktor	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenraisen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Schutzgebiete mit diesem Gefährdungsfaktor	Schutzwerte mit diesem Gefährdungsfaktor
E08 – Lärm, Licht und andere Verschmutzung durch Transport		1			1	1	
Kategorie F: Siedlung, Freizeit und Tourismus							
F05 – Sport- und Tourismusinfrastruktur			2		1	2	
F07 – Sport- und Tourismusaktivität	2	2	2		3	6	
F14 – Verschmutzung durch Erholungs-/Freizeitaktivität				1	1	1	
F28 – Abflussregime-Änderung für Hochwasserschutz (Siedlungen)		2			1	2	
F31 – Andere hydrologische Änderungen (Siedlungen)	1			1	2	2	
Kategorie G: Biologische Ressourcen							
G07 – Jagd		1			1	1	
G08 – Fischereimanagement			1	1	2	2	
G09 – Sammeln					1	1	1
G10 – Wilderei		1			1	1	
G11 – Illegales Sammeln					1	1	1
G14 – Bleimunition	1				1	1	
Kategorie I: Invasive Arten							
I01 – Invasive Gebietsfremde Arten der EU-Liste	1	2			2	3	
I02 – Andere invasive Arten	3	2	10		3	15	
I03 – Gebietsfremde, nicht invasive Arten	1				1	1	
Kategorie J: Verschmutzung							
J01 – Wasserverschmutzung aus multiplen Quellen	1				1	1	
J03 – Luftverschmutzung aus multiplen Quellen	1	9			2	10	
Kategorie L: Natürliche Prozesse							
L01 – Abiotische natürliche Prozesse (z. B. Erosion)	2				1	2	
L02 – Natürliche Sukzession (exkl. Land- und Forstwirtschaft)	1				1	1	
L06 – Interspezifische Verhältnisse (z. B. Prädatoren)	2				1	2	
L07 – Reduktion interspezifischer Verhältnisse (z. B. Bestäuber)	1	1			2	2	
Gefährdungsfaktoren gesamt	21	24	13	17	16	57	
Zuweisungen	50	46	56	25	33	210	

Bedeutungsänderung der Gefährdungsfaktoren im Klimawandel

Bei 32 der 57 zugewiesenen Gefährdungsfaktoren (56 %) wird davon ausgegangen, dass sie unter den Bedingungen des Klimawandels in der Wirkung und Bedeutung auf die Schutzgüter zunehmen (Tab. 4). Klimawandel verstärkt insbesondere die Gefährdungsfaktoren A30 (Grundwasserentnahme für die Landwirtschaft) und A31 (landwirtschaftliche Entwässerung) in ihrer Wirkung, da im Klimawandel von verlängerten und intensiven Extremtrockenphasen (vgl. FORMAYER et al. 2015) auszugehen ist. Auch bei zahlreichen anderen land- und forstwirtschaftsbezogenen Gefährdungsfaktoren wird eine Bedeutungssteigerung unter den Verhältnissen des Klimawandels angenommen (Tab. 4).

Bei 19 der 57 zugeordneten Gefährdungsfaktoren (33 %) wird davon ausgegangen, dass sich ihre Wirkung auf die Schutzgebiete insgesamt infolge des Klimawandels nicht erheblich ändern wird. Teils handelt es sich um Gefährdungsfaktoren, die vom Klimawandel unabhängig wirken, teilweise ist ihre Wirkung auf Arten und Lebensräume gegenläufig (Tab. 4).

Bei 6 der 59 Gefährdungsfaktoren (10,1 %) wird angenommen, dass sich ihre Wirksamkeit und damit ihre negative Auswirkung auf das jeweilige Schutzgut vermindert, bei vier (6,7 %) dieser Gefährdungsfaktoren, B02 (Waldtyp-Umwandlung), G08 (Fischereimanagement), J03 (Luftverschmutzung) und A02 (Landnutzungsänderung) wird die Auswirkung allerdings je nach Schutzgut ambivalent beurteilt. Die am weitesten reichende Gefährdungsfaktor-Verminderung wird dem Faktor A02 (Landnutzungsänderung) in den vom Naturschutzbund Niederösterreich betreuten Trockenrasen zugeschrieben; da wird angenommen, dass die langen Extrem-Trockenphasen eine agrarische Nutzung von Trockenrasen im Klimawandel deutlich unwahrscheinlicher machen. In den Gebirgslagen des Biosphärenparks Großes Walsertal kann dagegen der Klimawandel die Landnutzungsänderung der Bergmähder durch die Erwärmung und Verlängerung der Vegetationsperiode fördern.

Summiert über die Schutzgüter ist die am stärksten ausgeprägte Klimawandel-bedingte Verschärfung des Gefährdungsfaktoren-Gefüges im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel zu erwarten: Die aktuell bereits prekäre Problematik der Grundwasserentnahme und Drainage für landwirtschaftliche Zwecke (Tab. 4) wird durch längere Dürrephasen, höhere Temperaturen und verstärkte Verdunstung weiter verschärft. Auch in die beiden Biosphärenparks werden die Gefährdungsfaktoren durch den Klimawandel insgesamt bedeutender. Eine Entspannung der Bedrohungslage ist für die Trockenrasen, die vom Naturschutzbund Niederösterreich betreut werden, zu erwarten, da hier der Nutzungsdruck sinkt (Tab. 4).

Aktuelle Schutzmaßnahmen

Als wichtigste aktuell relevante Schutzmaßnahme erwies sich nach den Analysen die Maßnahme CA03 (Aufrechterhaltung extensiver Landnutzungspraktiken), unmittelbar gefolgt von Maßnahme CA04 (Wiederherstellung extensiver Landnutzungspraktiken, Tab. 5). Von diesen beiden Maßnahmen profitierten 24 bzw. 21 der 50 ausgewählten Schutzgüter; besondere Bedeutung haben diese Maßnahmen in den Naturschutzbund-Niederösterreich-Trockenrasen, im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel und im Biosphärenpark Wienerwald (Tab. 5). Die Maßnahme CA09 (Dünger- und Pestizidmanagement) findet in vier der fünf Schutzgebiete Anwendung und beeinflusst insgesamt 18 Schutzgüter. Weitere

Tab. 4: Auswirkung des Klimawandels auf die Gefährdungsfaktoren (+1... Verstärkung; 0... keine erhebliche Änderung, -1... Verringerung der Bedeutung), aufsummiert über die Schutzgüter. Die Zahl „0“ in der Spalte bedeutet somit entweder, dass die Klimawandeleffekte pro Gefährdungsfaktor für alle Schutzgüter dieses Schutzgebiets gleichbleiben oder sich aufsummiert aufheben. – Tab. 4: Climate change modification of pressures (+1... increase in importance; 0... no substantial change; -1... decrease in importance) summed across conservation objects. The number in column “0” can result from no substantial climate change effects on this pressure for all conservation objects or from positive and negative effects canceling each other.

Summe Klimawandeländerung des Gefährdungsfaktors pro Schutzgebiet	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Gesamtwirkungsänderung
Klimawandel wird für Schutzgüter wichtiger						
A30 – Grundwasserentnahme (Landwirtschaft)	7			3		10
A31 – Entwässerung (Landwirtschaft)	4			3		7
A16 – Bodenbearbeitungsmaßnahmen in der Landwirtschaft	1	3				4
A06 – Nutzungsaufgabe von Grünland	0		2	0	1	3
A08 – Mahd im Grünland	1	0		1	1	3
A19 – Naturdüngergaben	0				3	3
A21 – Pflanzenschutzmittel	2		0	1		3
B16 – Holztransport				3	0	3
D02 – Wasserkraft und deren Infrastruktur		2			1	3
A09 – Beweidung oder Überweidung	0				2	2
I02 – Andere invasive Arten	2	0	0			2
L01 – Abiotische natürliche Prozesse (z. B. Erosion)	2					2
A01 – Umwandlung in Agrarland	0				1	1
A07 – Nutzungsaufgabe (außer Grünland)	0			1		1
A18 – Bewässerung		1				1
A33 – Hydrologische Veränderungen (Landwirtschaft)	1					1
B08 – Entnahme alter Bäume				1		1
B09 – Kahlhieb				1		1
B15 – Waldbewirtschaftung weg von alten Wäldern				1		1
B23 – Wasserverschmutzung durch Forstwirtschaft				1		1
B27 – Hydrologische Veränderungen durch Forstwirtschaft				1		1
D01 – Windenergie und deren Infrastruktur	1					1
E01 – Straßen und Eisenbahnen	1			0		1
E02 – Schiffahrt		1				1
E03 – Schifffahrts-Infrastruktur	1					1
F05 – Sport- und Tourismusinfrastruktur				1		1
F14 – Verschmutzung durch Erholungs-/Freizeitaktivität				1		1

	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Gesamtwirkungsänderung
Summe Klimawandeländerung des Gefährdungsfaktors pro Schutzgebiet						
F28 – Abflussregime-Änderung für Hochwasserschutz (Siedlungen)		1				1
F31 – Andere hydrologische Änderungen (Siedlungen)	0		1			1
G09 – Sammeln				1		1
G11 – Illegales Sammeln				1		1
L07 – Reduktion interspezifischer Verhältnisse (z. B. Bestäuber)	0	1				1
Klimawandel ändert die Bedeutung des Gefährdungsfaktors nicht						
A03 – Änderung von Mischkultur auf Monokultur		0				0
A05 – Entfernung charakteristischer Landschaftselemente	0	0	0			0
A10 – Zu extensive Beweidung, Unter-Beweidung	0			0		0
A20 – Kunstdüngergaben		0	0			0
A23 – Andere Pflanzenschutzmaßnahmen	0					0
B01 – Umwandlung in Wald oder Aufforstung			0			0
B06 – Entnahme von Einzelbäumen			0			0
B07 – Entnahme von Totbäumen und Streu	0					0
B21 – Physischer Pflanzenschutz	0					0
B28 – Wälder für erneuerbare Energie		0				0
E08 – Lärm, Licht und andere Verschmutzung durch Transport		0				0
F07 – Sport- und Tourismusaktivität	0	0	0			0
G07 – Jagd		0				0
G10 – Wilderei		0				0
G14 – Bleimunition		0				0
I01 – Invasive Gebietsfremde Arten der EU-Liste	0	0				0
I03 – Gebietsfremde, nicht invasive Arten	0					0
L02 – Natürliche Sukzession (exkl. Land- und Forstwirtschaft)	0					0
L06 – Interspezifische Verhältnisse (z. B. Prädatoren)		0				0
Gefährdungsfaktor wird im Klimawandel weniger bedeutsam						
B02 – Waldtyp-Umwandlung	0	0				0
E04 – Einflugschneisen		-1				-1

	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrazen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsterral	Gesamtwirkungsänderung
G08 – Fischereimanagement		0	-1			-1
J01 – Wasserverschmutzung aus multiplen Quellen	-1					-1
J03 – Luftverschmutzung aus multiplen Quellen	-1	0				-1
A02 – Landnutzungsänderung	0	-7		1		-6
Sumмарische Wirkungsänderung	21	7	-4	13	18	55

weitreichende Maßnahmen (Tab. 5) betreffen mehrheitlich die landwirtschaftliche Nutzung; daneben erreichen Maßnahmen zum Management gebietsfremder Arten (CI03) sowie zum Einflussreduktion von Transportinfrastruktur (CE01) größere Bedeutung. Für den Nationalpark Donau-Auen ist diese Maßnahme CE01 gemessen an der Anzahl betroffener Schutzgüter am wichtigsten, daneben sind Maßnahmen zur Reduktion des Einflusses der Wasserkraftnutzung (CC04) von großer Bedeutung (Tab. 5).

Tab. 5: Bedeutung der Schutzmaßnahmen, gemessen an der Anzahl der Nennungen für einzelne Schutzgüter (Arten und Lebensräume). – Tab. 5: Importance of conservation measures, measured by the number of assignments to conservation objects (species and habitats).

Maßnahme	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrazen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsterral	Nennungen	Schutzgebiete
CA03 – Aufrechterhaltung extensiver Landnutzungspraktiken	6	10	5	3		24	4
CA04 – Wiederherstellung extensiver Landnutzungspraktiken	6	10	5			21	3
CA09 – Dünger- und Pestizidmanagement	3	10	1	4		18	4
CI03 – Kontrolle oder Ausrottung anderer invasiver gebietsfremder Arten	2	1	10			13	3
CA01 – Umwandlung in Agrarland verhindern	1	9		2		12	3
CA15 – Entwässerungsmanagement	7	1		3		11	3
CE01 – Auswirkungen von Verkehr und Verkehrsinfrastruktur minimieren	2	8		1		11	3

Maßnahme	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Nennungen	Schutzgebiete
CJ01 – Auswirkungen von Verschmutzung aus diversen Quellen vermindern	1	8	1			10	3
CA07 – Wiederherstellung von Annex-I-Agrarbiotoptypen		9				9	1
CC04 – Auswirkung der Wasserkraftnutzung reduzieren	8		1			9	2
CA05 – Mahd- oder Weideregime anpassen	6	1		1		8	3
CE06 – Wiederherstellung von verkehrsbeeinflussten Lebensräumen		6				6	1
CF03 – Auswirkungen von Sport- Erholungs- und Tourismusaktivitäten minimieren	1	2	1	2		6	4
CA16 – Andere Maßnahmen (Landwirtschaft)	1	3		1		5	3
CA02 – Wiederherstellung von kleinen Landschaftselementen	1		2	1		4	3
CA06 – Mahd- oder Beweidungsaufgabe				3		3	1
CB05 – Änderung forstwirtschaftlicher Nutzung			2	1		3	2
CB02 – Traditionelle Forstwirtschaftspraxis aufrechterhalten	1		1			2	2
CB04 – Anpassung forstwirtschaftlicher Nutzung			2			2	1
CG02 – Management von Jagd, Fischerei und Sammeln	1			1		2	2
CG04 – Kontrolle illegaler Jagd und Fischerei	1			1		2	2
CI01 – Ausrottung von gebietsfremden Arten der EU-Liste			2			2	1
CL01 – Lebensraummanagement, um natürliche Prozesse zu verlangsamen/hintanzuhalten/umzukehren.	2					2	1
CA08 – Anpassung der Bodenbearbeitung	1					1	1
CB03 – Wiederherstellung forstwirtschaftlicher Nutzungsmaßnahmen			1			1	1
CB06 – Beendigung forstwirtschaftlicher Nutzung				1		1	1
CB15 – Andere forstwirtschaftliche Maßnahmen				1		1	1
CC07 – Wiederherstellung von Lebensräumen, die durch die Nutzung erneuerbarer Energie beeinflusst wurden				1		1	1
CC13 – Wasserentnahmemanagement	1					1	1
CE02 – Wasserverschmutzung durch Verkehr verringern	1					1	1
CE05 – Lärmbelastung und Lichtverschmutzung durch Verkehr verringern	1					1	1
CF02 – Wiederherstellung von Lebensräumen, die von Siedlungen, Industrie und Erholungsnutzung beeinflusst wurden	1					1	1

Maßnahme	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen NaturaSchutz- bund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Nennungen	Schutzbereie
CF05 – Auswirkungen von Gewässerverschmutzung (Industrie, Erholung, Siedlungen) minimieren			1			1	1
CG03 – Auswirkungen von fischereileichem Besatz und Jagdmanagement (Wildfütterung, Prädatorenkontrolle) minimieren			1			1	1
CG06 – Auswirkung von Bleivergiftung minimieren	1					1	1
CI04 – Kontrolle oder Ausrottung anderer gebietsfremder Arten	1					1	1
Summe Nennungen	39	40	72	24	23	198	
Maßnahmen pro Schutzgebiet	13	18	11	13	13	36	

Bedeutungsänderung der Schutzmaßnahmen im Klimawandel

Von den 36 zugeordneten Schutzmaßnahmen wird die Mehrzahl (22 Maßnahmen, 61 %) im Klimawandel an Bedeutung für die Arten und Lebensräume der fünf Gebiete gewinnen. Die sieben wichtigsten dieser Maßnahmen, gemessen an der Bedeutungsänderung für die Schutzgüter, beziehen sich allesamt auf die Agrarnutzung. Für 13 Maßnahmen wird dem Klimawandel keine erheblich modifizierende Bedeutung zugeschrieben. Eine Maßnahme (CA01, Verhinderung der Umwandlung in Agrarland) sollte in Summe im Klimawandel weniger wichtig werden, allerdings unterscheiden sich hier die Auswirkungen je nach Schutzgebiet (Tab. 6). Insgesamt steigt die Bedeutung der Naturschutzmaßnahmen im Klimawandel in allen Schutzgebieten an.

Tab. 6: Auswirkung des Klimawandels auf die Schutzmaßnahmen (+1... Verstärkung; 0... keine erhebliche Änderung, -1... Verringerung der Bedeutung), aufsummiert über die Schutzgüter*. – Tab. 6: Climate change modification of conservation measures (+1... increase in importance; 0... no substantial change; -1... decrease in importance) summed across conservation objects* (species and habitats).

Maßnahme	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen NaturaSchutz- bund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Gesamtscore
CA09 – Dünger- und Pestizidmanagement	1		10	0	4	15
CA04 – Wiederherstellung extensiver Landnutzungspraktiken	0		9	0		9
CA15 – Entwässerungsmanagement	5	1			2	8

Maßnahme	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Gesamtscore
CA07 – Wiederherstellung von Annex-I-Agrarbiotoptypen			7			7
CA03 – Aufrechterhaltung extensiver Landnutzungspraktiken	0		0	1	3	4
CA16 – Andere Maßnahmen (Landwirtschaft)	0	3		1		4
CA02 – Wiederherstellung von kleinen Landschaftselementen	0		2	1		3
CE06 – Wiederherstellung von verkehrsbeeinflussten Lebensräumen		3				3
CA06 – Mahd- oder Beweidungsaufgabe				2	2	
CB02 – Traditionelle Forstwirtschaftspraxis aufrechterhalten		1		1		2
CB04 – Anpassung forstwirtschaftlicher Nutzung				2		2
CB05 – Änderung forstwirtschaftlicher Nutzung				2	0	2
CC04 – Auswirkung der Wasserkraftnutzung reduzieren		2		0		2
CE01 – Auswirkungen von Verkehr und Verkehrsinfrastruktur minimieren	0	1		1		2
CF03 – Auswirkungen von Sport- Erholungs- und Tourismusaktivitäten minimieren	0	0	0	2		2
CB03 – Wiederherstellung forstwirtschaftlicher Nutzungsmaßnahmen				1		1
CC13 – Wasserentnahmemanagement		1				1
CF05 – Auswirkungen von Gewässerverschmutzung (Industrie, Erholung, Siedlungen) minimieren				1		1
CG02 – Management von Jagd, Fischerei und Sammeln	0			1		1
CG04 – Kontrolle illegaler Jagd und Fischerei	0			1		1
CI03 – Kontrolle oder Ausrottung anderer invasiver gebietsfremder Arten	1	0	0			1
CL01 – Lebensraummanagement, um natürliche Prozesse zu verlangsamen/hintanzuhalten/umzukehren.	1					1
CA05 – Mahd- oder Weideregime anpassen	0	0		0		0
CA08 – Anpassung der Bodenbearbeitung	0					0
CB06 – Beendigung forstwirtschaftlicher Nutzung				0		0
CB15 – Andere forstwirtschaftliche Maßnahmen				0		0
CC07 – Wiederherstellung von Lebensräumen, die durch die Nutzung erneuerbarer Energie beeinflusst wurden				0		0
CE02 – Wasserverschmutzung durch Verkehr verringern	0					0
CE05 – Lärmbelastung und Lichtverschmutzung durch Verkehr verringern		0				0
CF02 – Wiederherstellung von Lebensräumen, die von Siedlungen, Industrie und Erholungsnutzung beeinflusst wurden		0				0

Maßnahme	Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel	Nationalpark Donau-Auen	Trockenrasen Naturschutzbund Niederösterreich	Biosphärenpark Wienerwald	Biosphärenpark Großes Walsertal	Gesamtscore
CG03 – Auswirkungen von fischereilichem Besatz und Jagdmanagement (Wildfütterung, Prädatorenkontrolle) minimieren		0			0	
CG06 – Auswirkung von Bleivergiftung minimieren	0				0	
CI01 – Ausrottung von gebietsfremden Arten der EU-Liste		0			0	
CI04 – Kontrolle oder Ausrottung anderer gebietsfremder Arten	0				0	
CJ01 – Auswirkungen von Verschmutzung aus diversen Quellen vermindern	-1	0	1		0	
CA01 – Umwandlung in Agrarland verhindern	0	-6	2	-4		
Summenwirkung	8	11	22	14	15	70
Anzahl zugewiesener Schutzmaßnahmen	13	18	11	13	13	36

* Die Zahl „0“ in der Spalte bedeutet somit entweder, dass die Klimawandeleffekte pro Schutzmaßnahme für alle Schutzgüter dieses Schutzgebiets gleich bleiben oder sich aufsummieren aufheben.

Diskussion

Direkte Klimawandelauswirkungen auf die Schutzgüter

Die Beziehung zwischen Klimawandel und Biodiversität steht schon seit geraumer Zeit im Mittelpunkt des Forschungsinteresses (GRABHERR et al. 1994, PARMESAN & YOHE 2003, DULLINGER et al. 2004). Noch vor wenigen Jahren galten allerdings direkte Klimawandelauswirkungen auf die Fauna und Flora als weniger wirksam (MAXWELL et al. 2016) verglichen mit klassischen Gefährdungsfaktoren wie Habitatverlust, Habitatdegradation und Habitatfragmentierung. Dieses Bild, so zeigt die vorliegende Erhebung, beginnt sich zu ändern. Klimawandel ist für fast die Hälfte der hier ausgewählten Arten und Lebensräume als direkter Gefährdungsfaktor genannt worden. Klimawandel wirkt dabei oft direkt über die Temperaturerhöhung (LAMPRECHT et al. 2018), aber auch über längere Dürrephasen (FORMAYER et al. 2015), Niederschlagsereignisse, biotische und abiotische Wechselwirkungen. Übereinstimmend mit bisherigen Untersuchungen (DULLINGER et al. 2012) sind von diesen direkten Klimawandeleffekten Gebirgslebensräume besonders betroffen. Im Biosphärenpark Großes Walsertal wurde lediglich dem Frauenschuh *Cypripedium calceolus* kein direkter Klimawandel-Gefährdungsfaktor zugewiesen. Auch in den Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel und Donau-Auen spielt der Klimawandel für eine Anzahl Arten und Lebensräume schon aktuell eine wichtige Rolle, im Nationalpark Donau-Auen über die Erhöhung der Wassertemperatur, im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel über die Verlängerung und Verstärkung der Dürrephasen.

Der Schwerpunkt der vorliegenden Erhebung lag allerdings auf den indirekten Auswirkungen des Klimawandels auf Gefährdungsfaktoren und Schutzmaßnahmen in den Schutzgebieten. Diese Effekte sind weit weniger intensiv untersucht. Unklar war, was diese Ände-

rungen für die Naturschutzerfordernisse der Zukunft bedeuten. Bei den hier vorliegenden Ergebnissen fällt auf, dass ein hoher Anteil der Gefährdungsfaktoren nicht von anthropogenen Prozessen und Eingriffen im Schutzgebiet selbst, sondern in der Umgebung herröhren: Die Grundwasserentnahme in den agrarischen genutzten Regionen des gesamten Seewinkels beeinflusst die hydrologische Situation im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel (KRACHLER et al. 2013). Stauhaltungen oberhalb des Nationalparks Donau-Auen bestimmen die Hochwasserverhältnisse, die Abfluss- und die Sedimentationsdynamik im eigentlichen Nationalpark-Gebiet in entscheidendem Ausmaß. Landnutzung, Pestizideinsatz und invasive Robinien in der umgebenden Agrarmatrix beeinflussen die Biodiversität in den Weinviertler Trockenrasen-Biotopinseln (Naturschutzbund Niederösterreich). Alle Schutzgebiete sind von Luftschaadstoffimmissionen, insbesondere von Stickstoffverbindungen, die zur Aufdüngung von Magerstandorten führen, betroffen. Mehr denn je gilt: „No park is an island“ (JANZEN 1983).

Trotz der Vielzahl gebietsunabhängiger übergreifender Faktoren spielt jedoch auch lokales Management für eine größere Anzahl von Arten und Lebensräumen eine bedeutende Rolle. Hier ist vor allem die Aufgabe extensiver Nutzung zu nennen, die sowohl für die Weinviertel-Trockenrasen (Naturschutzbund Niederösterreich) als auch für die Magerweiden und Salzstandorte des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel eine Bedrohung darstellt.

Für mehr als die Hälfte der Gefährdungsfaktoren muss im Klimawandel von einer Verschärfung der Wirkung auf das jeweilige Schutzgut ausgegangen werden. Solch eine Verschärfung betrifft vor allem Faktoren aus dem Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung und hier insbesondere hydrologische Eingriffe, die oft im Umfeld der Schutzgebiete stattfinden. Grundwasserentnahme zur landwirtschaftlichen Bewässerung, die zu früher Austrocknung der Salzlacken beiträgt (DICK et al. 1994), ist seit Langem als Gefährdungsfaktor des Seewinkels beschrieben. In den Berglagen des Biosphärenparks Großes Walsertal führt Wasserentnahme gemeinsam mit dem Klimawandel zu längeren Moor-Trockenphasen und zum Torfabbau im Oberboden (vgl. MOORE 2002). Mit Zunahme der Dürre und Hitzeperioden wird sich die Konkurrenz von Landnutzung und Biodiversität um die begrenzte und temporär verminderte Ressource Wasser weiter verschärfen.

Andere landwirtschaftsbezogene Gefährdungsfaktoren werden lokal im Klimawandel verstärkt, weil Wärmeperioden neuen Schädlingen Massenentwicklungen ermöglichen (GRÜNBACHER et al. 2006) und weil neue Erfordernisse an die landwirtschaftliche Produktion (z. B. Biomasseproduktion) auf Klimawandel-bedingte Fluktuation der Ernteerwartungen (KIRCHNER et al. 2016) treffen.

Insgesamt stehen die Ergebnisse bezüglich der Gefährdungsfaktoren-Bedeutung in Einklang mit den Ergebnissen, die europaweit im Zuge der Berichtspflichten (Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) 2013–2018 erhoben wurden (EEA 2020, p. 71); auch dort wurden europaweit Gefährdungsfaktoren der Rubrik „Landwirtschaft“ am häufigsten den Schutzgütern zugeordnet. Auch im globalen Maßstab hat sich landwirtschaftliche Nutzung als einer der prominentesten Gefährdungsfaktoren für die Arten der internationalen Roten Listen erwiesen (MAXWELL et al. 2016). Die Optimierung landwirtschaftlicher Erträge schreitet noch immer fort, was jedoch auch bedeutet, dass die ökologischen Ressourcen immer stärker auf eine Nutzpflanze hin zu Lasten der Gesamt-Biodiversität konzentriert werden.

Limitationen

Die vorliegende Analyse unterliegt zahlreichen Limitationen, die bei der Interpretation berücksichtigt werden müssen. (1) Die Arten wurden nicht nach fachlichen Priorisierungsüberlegungen (vgl. BIERINGER & WANNINGER 2009), sondern nach subjektiven Gesichtspunkten ausgewählt. Sie stellen keine repräsentative Auswahl dar. (2) Die Zuordnungen zu Gefährdungsfaktoren, Schutzmaßnahmen und Klimawandel-Interaktionen beruhen auf Einschätzungen und nicht auf methodischen Analysen. Sie fußen allerdings in allen Fällen auf langjähriger Vor-Ort-Erfahrung und auf genuiner Auseinandersetzung mit den Ansprüchen von Arten, Lebensräumen und Gefährdungsszenarien. Ein Ziel der Arbeit bestand gerade darin, auszuloten, inwieweit Einschätzungen lokaler Akteure mit übergeordneten Auswertungen im Einklang stehen. (3) In der vorliegenden Studie standen fünf Schutzgebiete im Mittelpunkt, die Ergebnisse sind somit nicht unmittelbar auf die österreichische Gesamtsituation übertragbar. Auffallend ist allerdings, dass selbst trotz dieser Verzerrung der Grundgesamtheit hin zu Flächen, in denen menschlichen Einflüsse reduziert sind, landwirtschaftliche Faktoren wie im gesamten Europa nach wie vor eine große Rolle spielen.

Folgerungen

Die vorliegende Studie zeigt, dass sich manche Naturschutzprobleme von Schutzgebieten im Klimawandel verstärken werden. Alle fünf Schutzgebiete sind mit Flächen intensiver landwirtschaftlicher Nutzung eng verzahnt. Über die Konkurrenz um Wasser, über Chemikalieneintrag, über gebietsfremde Arten wirkt diese Verzahnung bereits jetzt auf die Schutzgüter ein; im Klimawandel wird sich diese Konfliktsituation generell verstärken. Gleichzeitig ist ein gewisses Ausmaß extensiver landwirtschaftliche Nutzung für viele Schutzgüter unverzichtbar. Es erscheint eine Hauptaufgabe der Klimawandelausrichtung von Schutzgebieten zu sein, in den Verzahnungs-, Rand- und Pufferbereichen diese Zielkonflikte zu entschärfen. Angesichts des generell prekären Status der Biodiversität erscheint die forcierte Intensivproduktion vergleichsweise trivialer landwirtschaftlicher Produkte um jeden ökologischen Preis in unmittelbarer Nähe zu einmaligen biologischen Schutzobjekten fragwürdiger denn je.

Im Nationalpark Donau-Auen wird die Änderung der hydrologischen Verhältnisse in Form von längeren Dürren, häufigeren Starkregenereignissen, früherer Schneeschmelze und höheren Wassertemperaturen im gesamten Donau-Einzugsbereich zu einer Gefährdungsverstärkung für die Schutzgüter führen. Allerdings sind die aktuellen Renaturierungsmaßnahmen, die zur Verstärkung des Hochwassergeschehens beitragen, auch im Klimawandel geeignete Anpassungsmaßnahmen.

Trotz aller Bedrohungen bleiben, vorausschauendes Management vorausgesetzt, Schutzgebiete auch im Klimawandel ein Kernelement jeder Naturschutzstrategie. Wie THOMAS & GILLINGHAM (2015) zeigten, sind Arten, deren Bestände rezent abgenommen haben, in Schutzgebieten immer noch häufiger als außerhalb. Arten nutzen die Schutzgebiete als Trittsteine in ihrer Klimawandel-erzwungenen nordwärts gerichteten Arealverlagerung. Mögen einzelne Arten in einzelnen Gebieten abnehmen, so bietet die Gesamtheit der Schutzgebiete gefährdeten Arten immer noch einen substanzuellen Schutz (THOMAS & GILLINGHAM 2015). Mit adaptivem, antizipierendem Management wird die Bedeutung der Schutzgebiete im Klimawandel also nicht geringer werden.

Dank

Die Publikation entstand im Rahmen des Projekts „Conservation under Climate Change: Challenges, Constraints and Solutions (CCCCS)“, gefördert vom Austrian Climate Research Program ACRP (10. Call, Förderungsnummer KR17AC0K13678).

Elektronisches Begleitmaterial

Elektronischer Appendix 1: Zuordnung von ausgewähltem Schutzobjekt (Art oder Lebensraum) und Gefährdungsfaktoren (aus EIONET 2017a); Veränderung der jeweiligen Gefährdungsfaktor-Relevanz im Klimawandel: https://www.zobodat.at/pdf/VZBG_158_0050.pdf.

Elektronischer Appendix 2: Zuordnung von ausgewähltem Schutzobjekt (Art oder Lebensraum) und Schutzmaßnahmen (aus EIONET 2017b); Veränderung der jeweiligen Schutzmaßnahmen-Relevanz im Klimawandel: https://www.zobodat.at/pdf/VZBG_158_0051.pdf.

Literatur

- ALTERMATT F., 2010: Climatic warming increases voltnism in European butterflies and moths. *Proc. R. Soc. Lond. B* 277, 1139–1298.
- BELLARD C., BERTELSMAYER C., LEADLEY P., THUILLER W. & COURCHAMP F., 2012: Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecol. Lett.* 15, 365–377.
- BELLARD C., JESCHKE J.M., LEROY B. & MACE G.M., 2018: Insights from modeling studies on how climate change affects invasive alien species geography. *Ecol. Evol.* 8, 5688–5700.
- BIERINGER G. & WANNINGER K., 2009: Handlungsprioritäten im Arten- und Lebensraumschutz in Niederösterreich. Arge Handlungsbedarfsanalyse Naturschutz, Wien, Unveröffentlichter Projektbericht, 76 pp.
- BMNT, 2017: Die österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel. Teil 1 – Kontext. Wien, Internet: https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/klimaschutz/anpassungsstrategie/publikationen/oe_strategie.html, abgerufen am 22.6.2021, 153 pp.
- CIVANTOS E., THUILLER W., MAIORANO L., GUISAN A. & ARAÚJO M.B., 2012: Potential impacts of climate change on ecosystem services in Europe: the case of pest control by vertebrates. *BioScience* 62, 658–666.
- DAMIEN M. & TOUGERON K., 2019: Prey–predator phenological mismatch under climate change. *Curr. Opin. Insect.* 35: 60–68.
- DICK G., DVORAK M., GRÜLL A., KOHLER B. & RAUER G. (Ed.), 1994: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien, 356 pp.
- DIFFENBAUGH N.S. & FIELD C.B., 2013: Changes in ecologically critical terrestrial climate conditions. *Science* 341, 486–492.
- DULLINGER S., DIRNBÖCK T. & GRABHERR G., 2004: Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. *J. Ecol.* 92, 241–252.
- DULLINGER S., GATTRINGER A., THUILLER W., MOSER D., ZIMMERMANN N.E., GUISAN A., WILLNER W., PLUTZAR C. & LEITNER M., 2012: Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nat. Clim. Chang.* 2, 619–622.
- EEA, 2020: State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013–2018. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 142 pp.

- EIONET, 2017a: Lists of pressures and threats, version 2.1. Internet: https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17, abgerufen am 9.8.2018.
- EIONET, 2017b: List of conservation measures. Version 2.1. Internet: https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17, abgerufen am 9.8.2018.
- FORMAYER H., NADEEM I. & ANDERS I., 2015: Climate change scenario: from climate model ensemble to local indicators. In: STEININGER K., KÖNIG M., BEDNAR-FRIEDL B., KRANZL L., LOIBL W. & PRETTENTHALER F. (eds.): Economic evaluation of climate change impacts. Development of a cross-sectoral framework and results for Austria. Cham, Springer, 55–74.
- GRABHERR G., 1988: Biotopinventar Vorarlberg. Teilinventar Großes Walsertal. Im Auftrag des Vorarlberger Landschaftspflegefonds, 337 pp.
- GRABHERR G., GOTTFRIED M. & PAULI H., 1994: Climate effects on mountain plants. *Nature* 369, 448.
- GRÜNBACHER E.-M., KROMP B., FORMAYER H. & HANN P., 2006: Einflüsse des Klimawandels auf landwirtschaftliche Schädlinge und Nützlinge im Biologischen Landbau Österreichs. Bio Forschung Austria, Wien, Endbericht zum Projekt StartClim2005.C3-a, Internet: http://www.austroclim.at/fileadmin/user_upload/reports/StCl05C3a.pdf, abgerufen am 27.8.2013, 61 pp.
- IPBES, 2019: Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn, Internet: https://www.ipbes.net/sites/default/files/2020-02/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers_en.pdf, abgerufen am 21.1.2020, 56 pp.
- JANZEN D.H., 1983: No park is an island – increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41, 402–410.
- KIRCHNER M., SCHÖNHART M. & SCHMID E., 2016: Spatial impacts of the CAP post-2013 and climate change scenarios on agricultural intensification and environment in Austria. *Ecol. Econ.* 123, 35–56.
- KRACHLER R., KORNER I., DVORAK M., MILASOWSKY N., RABITSCH W., WERBA F., ZULKA P. & KIRSCHNER A., 2013: Die Salzlacken des Seewinkels: Erhebung des aktuellen ökologischen Zustandes sowie Entwicklung individueller Lackenerhaltungskonzepte für die Salzlacken des Seewinkels (2008–2011). Österreichischer Naturschutzbund, Eisenstadt, 291 pp.
- LAMPRECHT A., SEMENCHUK P.R., STEINBAUER K., WINKLER M. & PAULI H., 2018: Climate change leads to accelerated transformation of high-elevation vegetation in the central Alps. *New Phytol.* 220, 447–459.
- LURGI M., LÓPEZ B.C. & MONTOYA J.M., 2012: Novel communities from climate change. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., B, Biol. Sci.* 367, 2913–2922.
- MAXWELL S.L., FULLER R.A., BROOKS T.M. & WATSON J.E.M., 2016: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536, 143–145.
- MOORE P.D., 2002: The future of cool temperate bogs. *Environ. Conserv.* 19, 3–20.
- OLIVER T.H., GILLINGS S., PEARCE-HIGGINS J.W., BRERETON T., CRICK H.Q.P., DUFFIELD S.J., MORECROFT M.D. & ROY D.B., 2017: Large extents of intensive land use limit community reorganization during climate warming. *Glob. Chang. Biol.* 23, 2272–2283.
- OLIVER T.H. & MORECROFT M.D., 2014: Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Change* 5, 317–335.
- OLIVER T.H., SMITHERS R.J., BEALE C.M. & WATTS K., 2016: Are existing biodiversity conservation strategies appropriate in a changing climate? *Biol. Conserv.* 193, 17–26.

- OVASKAINEN O., SKOROKHODOVA S., YAKOVLEVA M., SUKHOV A., KUTENKOV A., KUTENKOVA N., SHCHERBAKOV A., MEYKE E. & DEL MAR DELGADO M., 2013: Community-level phenological response to climate change. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 110, 13434–13439.
- PARMESAN C., 2006: Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 37, 637–669.
- PARMESAN C. & YOHE G., 2003: A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421, 37–42.
- RANNOW S. & NEUBERT M., 2014: Managing protected areas in Central and Eastern Europe under climate change. Advances in Global Change Research Volume 58. Springer, Dordrecht, 308 pp.
- THOMAS C.D. & GILLINGHAM P.K., 2015: The performance of protected areas for biodiversity under climate change. Biol. J. Linn. Soc. Lond. 115, 718–730.
- THOMAS C.D., FRANCO A.M.A. & HILL J.K., 2006: Range retractions and extinction in the face of climate warming. Trends Ecol. Evol. 21, 415–416.
- UMWELTBUNDESAMT, 2016: Biologische Vielfalt in Österreich. Schutz, Status, Gefährdung. REP0542. Umweltbundesamt, Wien, Internet: <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0542.pdf>, abgerufen am 6.2.2017, 192 pp.
- UMWELTBUNDESAMT, 2019: Monitoringbericht 2019 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Internet: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/das_monitoringbericht_2019_barrierefrei.pdf, abgerufen am 27.6.2021, 272 pp.
- URBAN M.C., 2015: Accelerating extinction risk from climate change. Science 348, 571–573.
- VITASSE Y., URSENBACHER S., KLEIN G., BOHNENSTENGEL T., CHITTARO Y., DELESTRADE A., MONNERA C., REBETEZ M., RIXEN C., STREBEL N., SCHMIDT B.R., WIPF S., WOHLGEMUTH T., YOCCOZ N.G. & LENOIR J., 2021: Phenological and elevational shifts of plants, animals and fungi under climate change in the European Alps. Biol. Rev. 96, 1816–1835.

Eingelangt: 2021 09 30

Anschriften:

Dr. Klaus Peter ZULKA, Team Biologische Vielfalt und Naturschutz, Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien, Österreich.
E-Mail: peter.zulka@umweltbundesamt.at

Ing. Irene OBERLEITNER, Team Biologische Vielfalt und Naturschutz, Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien, Österreich.
E-Mail: irene.oberleitner@umweltbundesamt.at

Dr. Christian BAUMGARTNER, schlossORTH Nationalpark-Zentrum, Schlossplatz 1, A-2304 Orth/Donau, Österreich. E-Mail: c.baumgartner@donauauen.at

Christian DIRY, MSc, Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH, Norbertinumstr. 9, A-3013 Tullnerbach, Österreich. E-Mail: cd@bpww.at

DI Harald GRABENHOFER, Forschung, Monitoring & Citizen Science, Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, Apetloner Hof 3, A-7143 Apetlon, Österreich,
E-Mail: h.grabenhofer@npneusiedlersee.at

Mag. Margit Gross, Naturschutzbund Niederösterreich, Mariannengasse 32/2/16, A-1090 Wien, Österreich. Email: margit.gross@naturschutzbund.at

Anna WEBER, MSc, biosphärenpark.haus, Boden 34, A-6731 Sonntag, Österreich.
E-Mail: weber@grosseswalsertal.at

Mag. Dr. Stefan SCHINDLER, Team Biologische Vielfalt und Naturschutz, Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien, Österreich.
E-Mail: stefan.schindler@umweltbundesamt.at

Beitrag der ABOL-BioBlitze zur österreichischen Biodiversitäts-Erfassung: DNA-Barcodes aus 2019 und 2020

Michaela SONNLEITNER, Sabine SCHODER, Oliver MACEK, Christoph LEEB,
Christian BRÄUCHLER, Elisabeth HARING, Stefan DÖTTERL, Andreas ECKELT,
Rupert FAUSTER, Elisabeth GLATZHOFER, Wolfram GRAF, Patrick GROS,
Helge HEIMBURG, Ernst HEISS, Werner HINTERSTOISSE, Stefan KIRCHWEGER,
Stephan KOBLMÜLLER, Christian KOMPOSCH, Andreas LINK, Dominik RABL,
Thomas RUPP, Martin SCHLAGER, Martin STREINZER, Hartmuth STRUTZBERG,
Lorin TIMAEUS, Herbert C. WAGNER, Benjamin WIESMAIR,
Dominique ZIMMERMANN & Nikolaus U. SZUCSICH

Bei den 10 ABOL-BioBlitz-Aktionen im Rahmen der Tage der Artenvielfalt 2019 und 2020, die großteils in Schutzgebieten stattfanden, wurden DNA-Barcodes von Organismen erstellt, die im Zuge der Veranstaltungen gesammelt und bestimmt wurden. Im Rahmen dieser Publikation werden insgesamt 2.172 Datensätze bzw. 1.750 DNA-Barcodes von 1.040 Arten veröffentlicht und sind somit auf der internationalen DNA-Barcoding-Plattform BOLD frei zugänglich. Mit den BioBlitzen schafft ABOL eine win-win-Situation, indem Bestimmungen abgesichert werden, die Datengrundlage verbessert und kryptische Diversität aufgedeckt wird. Vor allem aber versucht ABOL, selten gewordene Artenkenntnis, v. a. für Insekten, durch DNA-Barcoding zu sichern und allgemein verfügbar zu machen. Der gestiegerte Bedarf an Bestimmungskompetenz, den die Bewältigung der Biodiversitätskrise mit sich bringt, erfordert eine Erweiterung der methodischen Ansätze der Artbestimmung, um nicht an Kapazitätsgrenzen zu stoßen.

SONNLEITNER M., SCHODER S., MACEK O., LEEB C., BRÄUCHLER C., HARING E. et al., 2022: Contribution of the ABOL BioBlitzes to the Austrian biodiversity data: DNA barcodes from 2019 and 2020.

In 2019 and 2020, the Austrian Barcode of Life initiative (ABOL) introduced a new Citizen Science format to Austria, the ABOL BioBlitz, which combines well established Days of Biodiversity (Tage der Artenvielfalt) with the generation of DNA barcodes. Experts on various taxonomic groups meet during these Days of Biodiversity to record as many species as possible. Especially in arthropods, reliable species identification often requires detailed morphological examination of the collected specimens. Since the expertise for accurately identifying arthropods is rare, declining and often restricted to a few people, the generation of DNA barcodes for specimens identified by experts to serve as reference data is an efficient way to safeguard taxonomic knowledge for society and for the future. Here, we publish data on 2,172 specimens, including 1,750 DNA barcodes from 1,040 species, which were mainly collected in protected areas, and make these data openly accessible on the international Barcode of Life platform (BOLD).

With the BioBlitz actions, ABOL intends to enhance the value of the Days of Biodiversity for all parties by improving the biodiversity data for distinct areas, securing species identifications, uncovering potential cryptic diversity and digitizing taxonomic expertise. Necessary policies to reverse the current biodiversity decline entail increasing demands in species identification. Building up a reference DNA barcode database will help to avoid capacity limits due to a declining taxonomic expertise, by allowing for DNA barcoding as a complementary molecular genetic approach for species identification.

Keywords: ABOL BioBlitz, taxonomic expertise, biodiversity, data release, DNA barcode, BOLD, Austrian Barcode of Life.

Hintergrund

Der aktuelle dramatische Biodiversitätsverlust gehört zu den größten Bedrohungen der Menschheitsgeschichte (CARDINALE et al. 2012, WAGNER et al. 2021) und spielt als solcher eine zunehmend große Rolle in wirtschaftlichen und gesellschaftspolitischen Strategien. Um den Verlust an Arten zu stoppen, müssen auf vielen Ebenen faktenbasierte Entscheidungen getroffen werden, wofür einerseits frei zugängliche Biodiversitätsdaten notwendig sind, andererseits Kompetenzen, diese zu generieren und in Kontext zu setzen. Die allermeisten biodiversitätsrelevanten Beurteilungen setzen möglichst korrekte Artbestimmungen voraus. Politisches Handeln, das eine erfolgreiche Wiederherstellung der Biodiversität zum Ziel hat, stellt also wachsende Ansprüche an unsere Kompetenz, Arten schnell und richtig zu bestimmen. Mit geschätzten 75.000 Arten (vergleiche SAUBERER 2008, GEISER 2018) gehört Österreich zu den artenreichsten Ländern Mitteleuropas. Einer der Gründe ist die Lebensraumvielfalt am Übergang vom Pannonicum zu den Alpen und der Böhmischem Masse. Zahlreiche Schutzgebiete unterschiedlicher Kategorien sollen mithelfen, Lebensräume und Biodiversität zu erhalten. Auch wenn der Großteil des Artenverlustes in der Agrarlandschaft stattfindet (EEA 2020), macht der Rückgang der Biodiversität auch vor Schutzgebieten nicht halt, wie am Beispiel von Schmetterlingen gezeigt werden konnte (HABEL et al. 2016). Der Biodiversitätsverlust beginnt aber nicht erst dort, wo die Artenzahlen abnehmen, sondern bereits beim Schrumpfen von Populationsgrößen bzw. dem Verlust an Biomasse von Arten (HALLMANN et al. 2017). Vielfach fehlen jedoch die Daten, um derartige Populationsveränderungen detektieren zu können. Obwohl Mitteleuropa und damit auch Österreich, zu den vergleichsweise gut erforschten Regionen zählt, sind auch hier Biodiversitätsdaten nur lückenhaft vorhanden. Da sämtlichen biodiversitätsrelevanten Beurteilungen eine sichere, zuverlässige Artbestimmung zugrunde liegen muss, ist breite taxonomische Expertise unerlässlich. Weltweit ist jedoch eben diese taxonomische Expertise auf wenige Personen beschränkt (HAUSMANN et al. 2020, KLAUSNITZER 2010, MORINIÈRE et al. 2019, NILSSON et al. 2018). Für viele Organismengruppen fehlen Fachleute mit der Fähigkeit, Tiere, Pflanzen und Pilze auf Art niveau zu bestimmen, auch in Österreich. In Anbetracht der Biodiversitätskrise birgt der Mangel an Kompetenz (besonders was wenig erforschte Organismengruppen betrifft) die Gefahr, zum Flaschenhals für zwingend erforderliches politisches Handeln, wie etwa die Umsetzung einer umfassenden und großflächigen Monitoringstrategie, zu werden. Mit dem Verlust an Expert:innen steigt auch die Gefahr, dass die Kontinuität von Expertise abbricht. So war Österreich um 1900 in der Dipterentaxonomie weltführend (CONTRERAS-LICHTENBERG 2003), während derzeit Expert:innen für viele Dipterengruppen fehlen.

Die gesellschaftspolitischen Herausforderungen im Rahmen der Bewältigung der Biodiversitätskrise werden zu gesteigerten Anforderungen an Biodiversitätserfassung und -monitoring im Allgemeinen und Artbestimmung im Speziellen führen. Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, wird es nötig sein (i) Bestimmungskompetenzen für viele Organismengruppen aufzubauen, (ii) die Kontinuität von taxonomischer Expertise zu sichern und (iii) methodische Ansätze zu wählen, die Artbestimmung bedarfsoorientiert auch in großem Umfang ermöglichen bzw. erleichtern und damit verhindern, dass Kapazitätsgrenzen überschritten werden.

Die ABOL-Initiative (Austrian Barcode of Life; www.abol.ac.at) hat sich all diesen Zielen verschrieben.

Im Rahmen von Projekten fördert ABOL die Ausbildung von Nachwuchs-Taxonom:innen. Durch die Digitalisierung von Bestimmungskompetenz im Rahmen des Aufbaus der Referenzdatenbank wird eine Weitergabe an die nächste Generation von Biodiversitäts-expert:innen erleichtert. Durch jeden Referenzorganismus einer Art, der in die Datenbank aufgenommen wird, wird es mittels DNA-Barcoding möglich, Individuen oder Proben von Individuen unbekannter Artzuordnung, zu bestimmen – aus diesem Grund sprechen wir von „Digitalisierung von Kompetenzen“.

In den meisten Fällen ist mittels DNA-Barcoding die Bestimmung auf Artniveau möglich, jedoch nicht bei allen Artengruppen, zum Beispiel bei hybridogenen oder sehr jungen Arten. Bei letzteren sind die COI-Gene oftmals noch zu ähnlich und die DNA-Barcoding-Methode stößt auf ähnliche Grenzen, wie die morphologische Bestimmung. Andererseits ermöglicht die genetische Analyse das Aufdecken von kryptischen Arten, die aufgrund großer morphologischer Ähnlichkeit bisher nicht als eigenständige Arten erkannt worden waren. Eine Vielzahl von kryptischen Arten konnte bisher weltweit durch DNA-Barcoding detektiert werden (HUEMER et al. 2014, GRANT et al. 2021).

Die von der ABOL-Initiative eingeführten ABOL-BioBlitz verbinden alle drei oben erwähnten Punkte. Die im Rahmen der BioBlitz vorgenommene Digitalisierung der seltenen taxonomischen Expertisen erschließt diese für die Gesellschaft und erleichtert eine Weitergabe an die nächste Generation von Biodiversitätsexpert:innen. Durch die Nutzung der Referenzdaten in Metabarcoding-Ansätzen (Bestimmung der Artenzusammensetzung von Mischproben) und der Analyse von Umweltproben (eDNA), wird das Spektrum von Monitoring-Ansätzen stark erweitert.

In dieser Publikation werden die ersten DNA-Barcode-Daten aus insgesamt 10 ABOL-BioBlitz-Aktionen 2019 und 2020 veröffentlicht und gleichzeitig auch in der internationalen DNA-Barcoding-Plattform BOLD (<http://boldsystems.org/>, RATNASHINGHAM & HEBERT 2007) öffentlich zugänglich gemacht.

ABOL-BioBlitz – Idee und Umsetzung

Mit den ABOL-BioBlitzen hat ABOL 2019 ein Format ins Leben gerufen, das DNA-Barcoding in die Tage der Artenvielfalt (TdAs; auch: GEO-Tag der Natur) integriert und so einen vielfältigen Mehrwert generiert.

Seit Ende der 1990er Jahre treffen sich in Österreich Artenkenner:innen an den TdAs jährlich, um in ausgewählten Gebieten – viele davon befinden sich in Schutzgebieten, wie Nationalparks, Biosphärenparks, etc. – binnen 24 Stunden so viele Arten an Tieren, Pflanzen und Pilzen wie möglich zu erfassen. Der Ursprung solcher Citizen Science-Veranstaltungen liegt in den USA, wo sie als *Bioblitzes* vom National Park Service veranstaltet wurden, um die Fauna und Flora der Nationalparks besser kennen zu lernen (BAKER et al. 2014). Gleichzeitig sollte das Event Wissenschaftler:innen aus verschiedenen Fachrichtungen und interessierte Laien in Kontakt bringen. In Österreich wurde diese Idee weitergeführt und für viele Veranstalter sind die TdAs zu einem jährlichen Fixpunkt geworden, was in dieser Regelmäßigkeit, zumindest in Europa, einzigartig ist. Oftmals werden zusätzlich zur Biodiversitätserhebung auch thematische Exkursionen angeboten und Biodiversitäts-Festivals veranstaltet, um die breite Öffentlichkeit zu informieren und für Biodiversität zu sensibilisieren und zu begeistern. Das Kernziel ist jedoch, die Expert:innen zusammenzubringen, die Datengrundlage für ein Gebiet zu verbessern und Datenlücken zu schließen.

Solche TdAs stellen demnach Ereignisse dar, bei denen sich viele, ansonsten über ganz Österreich verteilte, Expert:innen für kurze Zeit an einem Ort treffen. Was liegt also näher, als diese TdAs und die dort versammelte taxonomische Kompetenz zu nutzen, um zumindest einen Teil davon für DNA-basierte Artbestimmung zu erschließen und langfristig für die Gesellschaft zu sichern? Dies erfolgt mittels Erstellung von DNA-Barcodes. Von Organismen, die bei den TdAs ohnehin gesammelt und bestimmt werden, wird eine Gewebeprobe entnommen und eine Referenzsequenz generiert. Dafür wird ein kurzer Abschnitt der DNA (COI-Gen) sequenziert und zusammen mit der Bestimmung und entsprechenden Metadaten (v. a. Ort und Zeitpunkt der Aufsammlung, aber auch Fotos der Individuen) als sog. DNA-Barcode in einer öffentlich zugänglichen Datenbank (BOLD) gespeichert, welche als eine Art digitales Bestimmungsbuch auf DNA-Basis fungiert. Um die Nachvollziehbarkeit der Bestimmung zu gewährleisten, werden die Referenzorganismen in einer wissenschaftlichen Sammlung hinterlegt. Durch einen Vergleich mit solchen DNA-Barcodes können geringste Mengen an DNA zur Artbestimmung bzw. (bei problematischen Arten) für eine eindeutige Zuordnung zu Artengruppen verwendet werden. DNA-Barcoding bietet den Vorteil, dass auch Gewebeproben oder morphologisch unbestimmbare Stadien (z. B. Gelege, Larven etc.) und auch Misch- oder Umweltproben der DNA-Analyse unterzogen werden können, um taxonomische Bestimmungen vorzunehmen. Mit diesem Ansatz können kostengünstig, effizient und ohne jahrelange taxonomische Expertise auch große Mengen an Proben bestimmt werden. Angesichts des wachsenden Biodiversitätsverlustes und der steigenden Nachfrage nach rascher und zuverlässiger Artbestimmung, ist DNA-basierte Bestimmung als Ergänzung zur klassischen morphologischen Taxonomie ein wesentliches Hilfsmittel, da sie für viele Bereiche automatisierbare Lösungen bietet (GRANT et al. 2021, PORTER & HAJIBABAEI 2018). Wesentlich ist jedoch, dass DNA-Barcoding taxonomische Kompetenz nicht ersetzt, die Kompetenz von Fachleuten wird aber nicht für jede Einzelbestimmung benötigt. Automatisierte Ergebnisse bedürfen außerdem immer einer kritischen Interpretation durch Fachleute, zusätzlich ist detailliertes Fachwissen nötig, um Ergebnisse in Kontext zu setzen.

Voraussetzung für das Funktionieren dieses Ansatzes ist eine hochqualitative und vollständige Referenzdatenbank, welche nur in Kooperation mit taxonomischen Expert:innen zu stande kommen kann und damit deren Bedeutung unterstreicht.

Durch die Erstellung von DNA-Barcodes als Referenz kann somit Bestimmungskompetenz digitalisiert und langfristig gespeichert werden. Auf diese Weise tragen Expert:innen, die bei den ABOL-BioBlitzen mitmachen, wesentlich zur Verbesserung der Datengrundlage für zukünftige Monitoring-Aufgaben und andere Anwendungen bei.

Material und Methoden

Standorte

In den Jahren 2019 und 2020 fanden insgesamt 10 ABOL-BioBlitze an TdAs statt (Abb. 1).

• GEO-Tag der Natur im Biosphärenpark Nockberge 2019

Der erste ABOL-BioBlitz fand am 17. und 18. Mai 2019 im Rahmen des GEO-Tages der Natur im Biosphärenpark Nockberge (Kärnten) statt. Im Fokus stand die Artenvielfalt am Ufer des Millstätter Sees und benachbarter Berghänge. Insgesamt wurden 1166 Arten

nachgewiesen (AURENHAMMER et al. 2020), darunter waren auch einige Erstnachweise für den Biosphärenpark.

● Tag der Artenvielfalt Oberösterreich 2019

Der vom Naturschutzbund Oberösterreich und dem Biologiezentrum Linz des oberösterreichischen Landesmuseums veranstaltete Tag der Artenvielfalt widmete sich am 31. Mai und 1. Juni 2019 den Landschaften im Umkreis des Mühlbergerhofes bei Grein. Die Ergebnisse zeigten eindrucksvoll den Artenreichtum, den eine nachhaltig bewirtschaftete Kulturlandschaft beherbergt und welchen essentiellen Beitrag sie zur Erhaltung und Wiederherstellung von Biodiversität leisten kann. Für die interessierte Öffentlichkeit gab es spätabends Führungen zu Fledermäusen und frühmorgens zu Vögeln.

● Tag der Artenvielfalt im Biosphärenpark Wienerwald 2019

Der bereits 13. Tag der Artenvielfalt des Biosphärenparks Wienerwald fand am 14. und 15. Juni 2019 mit ca. 80 Expert:innen in der Gemeinde Pressbaum (Niederösterreich) statt. Der Nachmittag des zweiten Tages war dem „Fest der Biodiversität“ gewidmet. Zahlreiche Infostände vermittelten verschiedenste Biodiversitätsthemen. Mitglieder des ABOL-Teams erklärten interessierten Personen wie DNA-Barcoding das Spektrum der Ansätze erweitert, mit denen Biodiversität beforscht und gemessen werden kann.

● Wiener Tag der Artenvielfalt 2019

Im Rahmen des Interreg-Projekts CITY NATURE fand am 21. und 22. Juni 2019 der erste grenzüberschreitende Tag der Artenvielfalt mit Bratislava statt. Organisiert von der Wiener Umweltschutzabteilung und der Universität für Bodenkultur (BOKU), standen in Wien die ökologisch wertvollen Wiesen rund um das BOKU-Gelände Knödelhüttenstraße im Fokus. Naturinteressierte Besucher konnten an Exkursionen teilnehmen und sich an Infoständen über Biodiversitätsinitiativen informieren.

● Tiroler Tag der Artenvielfalt 2019

Der Tiroler Tag der Artenvielfalt 2019 fand, veranstaltet vom Verein Artenvielfalt, den Tiroler Landesmuseen, der Universität Innsbruck und dem Land Tirol, am 5. und 6. Juli 2019 in der Gemeinde Brandenberg statt. In der Kaiserklamm, dem Kaiserboden, entlang der Weißache und auf der Bayerischen Wildalm und der Wildalmfilz konnten insgesamt 1300 Arten nachgewiesen werden (PAGITZ & HUEMER 2019).

● Tag der Artenvielfalt im Nationalpark Hohe Tauern 2019

Der jährlich, abwechselnd im Tiroler, Kärntner und Salzburger Teil des Nationalparks stattfindende Tag der Artenvielfalt, fand vom 26. bis 28. Juli 2019 unter dem Motto „Gipfeltreffen der Artenvielfalt am Fuße des Großglockners“ in Kärnten statt. Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich von den Tallagen um Heiligenblut bis zu den subalpinen und alpinen Lagen des Gössnitztals und der umgebenden Gipfel. Rund 60 Artenkenner:innen erhoben verschiedene Tier-, Pilz- und Pflanzengruppen.

● Tag der Artenvielfalt im Biosphärenpark Wienerwald 2020

Mehr als 80 Expert:innen erhoben am 19. und 20. Juni 2020 die Arten des Untersuchungsgebiets im 18. Wiener Gemeindebezirk in und um den Pötzleinsdorfer Schlosspark. Neben

Wienerwald-Wiesen und -Wäldern waren auch der Pötzleinsdorfer, der Neustifter und der Gerstrofer Friedhof für den Tag der Artenvielfalt geöffnet und zeichneten sich durch einen sehr hohen Artenreichtum aus. Bei Einbruch der Dunkelheit wurden von Lepidopterologen Lichtfallen aufgestellt und die Fledermausfauna von Expert:innen erhoben.

• GEO-Tag der Natur im Biosphärenpark Nockberge 2020

Der 5. GEO-Tag der Natur, abermals veranstaltet vom Biosphärenpark Nockberge, E.C.O. und dem ÖKOTEAM, fand am 17. und 18. Juli 2020 in der Umgebung der Grundalm statt. Trotz der hohen Lage des Untersuchungsgebietes und der schlechten Wetterbedingungen war das Ergebnis mit über 750 Arten, die von rund 60 Forscher:innen gefunden wurden, mehr als beachtlich (GLATZ-JORDE et al. 2021).

• Tag der Artenvielfalt im Nationalpark Hohe Tauern 2020

Im Fokus des Tages der Artenvielfalt im Nationalpark Hohe Tauern stand von 17. bis 19. Juli 2020 das Umbaltal in Osttirol mit seinen bekannten Wasserfällen und einem Habitspektrum, das von montanen Wäldern über alpine Rasen bis hin zur Gletscherregion reicht. Zusätzlich ist der Artenreichtum des Umbaltals mit seinen engen Seitentälern durch die abwechslungsreiche Geologie begründet. 66 Expert:innen beteiligten sich an der Erfassung der Arten.

• Tiroler Tag der Artenvielfalt 2020

Am 4. und 5. September 2020 wurde im Rahmen des Tiroler Tages der Artenvielfalt die Gemeinde Kössen von Biodiversitätsexpert:innen besucht. Dieser wurde vom Verein Artenvielfalt veranstaltet, und von den Tiroler Landesmuseen, der Universität Innsbruck und dem Land Tirol unterstützt. Untersuchungsräume waren das Antenloch, das Latzenhochmoor Kaltenbachmoos, die Wälder des Loferbergs und die Wälder und Almen rund um das Straubingerhaus (www.arten-vielfalt.at/wp-content/uploads/2021/02/2020_Koessen.pdf).

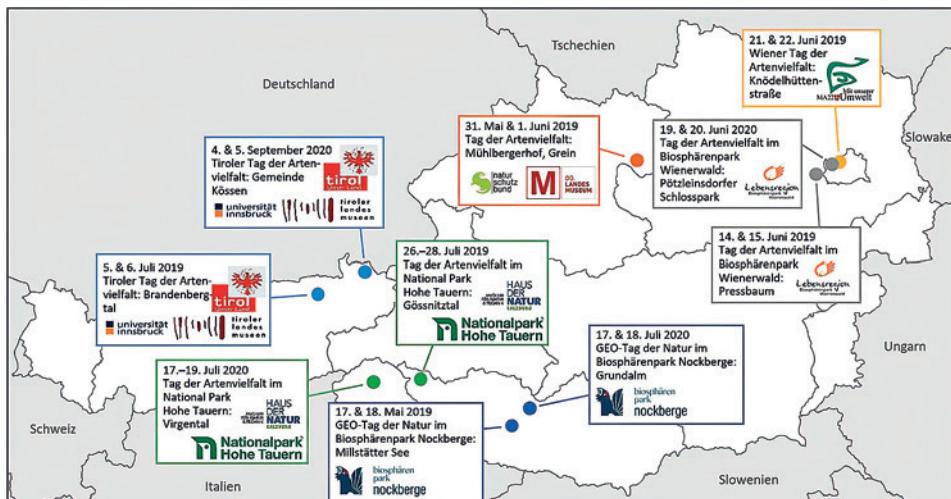


Abb. 1: Standorte der Tage der Artenvielfalt 2019 und 2020 in Österreich mit ABOL-BioBlitz-Beteiligung. – Fig. 1: Locations of the Days of Biodiversity 2019 and 2020 in Austria with ABOL Bio-Blitz participation.

Ablauf für die Sammler:innen

Von Individuen, die bei den TdAs von den Expert:innen gesammelt und bestimmt wurden, wurde eine Gewebeprobe entnommen und in reinem, unvergälltem Ethanol konserviert. Dafür hat das ABOL-Team mit Sammelnummern versehene und mit Ethanol gefüllte Röhrchen zur Verfügung gestellt.

Zusätzlich zur Artbestimmung und der Gewebeprobe wurden von den Sammler:innen die entsprechenden Metadaten (v. a. Ort und Zeitpunkt der Aufsammlung) und nach Möglichkeit Fotos von den Organismen zur Verfügung gestellt. Um die Nachvollziehbarkeit der Bestimmung zu gewährleisten, wurden die Referenzorganismen in einer wissenschaftlichen Sammlung hinterlegt.

Sequenzierung

Die DNA-Extraktion, PCR und Sequenzierung der DNA-Barcoding-Sequenzen (Abschnitt der mitochondrialen Cytochrom-c-Oxidase Untereinheit 1 Gens; COI) erfolgte durch das CCDB (Canadian Centre for DNA Barcoding, University of Guelph, Kanada) anhand der Gewebeproben der gesammelten Individuen. Für PCR und Sequenzierung wurde der C_LepFol Primer-Cocktail (HERNÁNDEZ-TRIANA et al. 2014) verwendet.

Datenexport nach BOLD

Für jedes Individuum wurde von der ABOL-Koordination ein Eintrag auf BOLD angelegt, der neben der taxonomischen Bestimmung durch die Expert:innen auch Metadaten und Bilder vom Individuum beinhaltet. Die Sequenzen und Tracefiles (Chromatogramme der DNA-Sequenzen) wurden direkt vom CCDB hinzugefügt.

Qualitätskontrolle

Um die taxonomischen Bestimmungen durch die Expert:innen zu validieren, wurde jedes Individuum mit Hilfe der BOLD Identification Engine anhand seiner COI-Sequenz bestimmt (COI Species Database; Standard Filter: min. 80 % similarity; min. overlap of 300 bp; sequence length over 300 bp; excluding contaminations, records with stop codons and records flagged as misidentifications or errors; 06.07.2021). Bei Diskrepanzen zwischen der taxonomischen und der genetischen Bestimmung wurde mit Hilfe des R-Pakets „taxize“ (CHAMBERLAIN et al. 2020) kontrolliert, ob es sich laut GBIF (www.gbif.org) um Synonyme handelt. War dies nicht der Fall, wurden die Expert:innen informiert und um eine Nachbestimmung bzw. erneute Bestätigung der ursprünglichen Bestimmung gebeten. Sequenzen zu 126 Individuen, für die noch keine abschließende Rückmeldung durch die Expert:innen erfolgte, wurden im Zuge dieser Publikation nicht freigeschalten.

Ergebnisse

Bei den 10 ABOL-BioBlitzen 2019 (n = 6) und 2020 (n = 4) wurden von insgesamt 40 Sammler:innen 2.172 Individuen bzw. Gewebeproben an ABOL übergeben (Tab. 1). Zusätzlich wurden weitere Proben von Spinnentieren und verschiedenen Insektengruppen, die bei TdAs gesammelt wurden, über ein Kooperationsprojekt von ABOL, ÖKOTEAM und Universität Graz analysiert und in BOLD eingespeist. Diese sind in diesem Datensatz nicht enthalten. Alle Individuen befinden sich in öffentlich zugänglichen wissenschaftlichen Sammlungen (Naturhistorisches Museum Wien (1.139 Individuen);

Haus der Natur, Salzburg (318); Oberösterreichisches Landesmuseum, Biologiezentrum, Linz (194); Tiroler Landesmuseen Ferdinandeum (122), Elisabeth Glatzhofer (26) bzw. Privatsammlungen (Dominik Rabl (299), Sabine Schoder (60), Hannes Pohla (10) und Christoph Wurzer (4)). Von 1.738 Individuen wurden Fotos erstellt. Die Bestimmung der Individuen erfolgte durch 50 Expert:innen. Bei allen bearbeiteten Individuen handelt es sich um Arthropoden, von denen der Großteil (99,5 %) den Insekten zugeordnet wird. Die artenreichsten Insektengruppen des BioBlitz-Datensatzes – Coleoptera (n = 941), Hymenoptera (n = 531), Diptera (n = 237), Lepidoptera (n = 224) und Hemiptera (n = 151) – stellen gemeinsam 95,9 % aller Individuen. Der Großteil der bearbeiteten Individuen (90,1 %) wurde von den Expert:innen auf Artniveau bestimmt (n = 1.957), einige Individuen nur bis zur Gattung (n = 129) oder bis zu einer höheren taxonomischen Ebene (n = 86).

Alle gewonnenen Sequenzen wurden im BOLD-Dataset „ABOL Bioblitz 2019-20“ (DS-ABOLBB19) zusammengefasst und sind auf BOLD öffentlich zugänglich (DOI: dx.doi.org/10.5883/DS-ABOLBB19). Bei 83,7 % (n = 1.818) der Proben war die Sequenzierung erfolgreich und es konnten COI-Sequenzen mit einer Länge von mindestens 486 Basenpaaren (bp) generiert werden. Diese Schwelle ist eines der BOLD-Kriterien für den Barcode-Status („Barcode Compliant“), für den die Einträge zusätzlich qualitativ hochwertige, durch Tracefiles verifizierte COI-Sequenzen, sowie Metadaten bezüglich des Fundorts (Mindestkriterium: Land) besitzen müssen. 80,6 % (n = 1.750) der BioBlitz-Proben haben einen Barcode-Status, wobei der Anteil zwischen den Insektengruppen variiert. So haben 96 % der Lepidoptera einen Barcode-Status, wohingegen die Rate bei Coleoptera und Hemiptera nur bei 72,3 bzw. 71,5 % liegt (Tab. 2).

Ein Abgleich mit den vorhandenen Daten in BOLD am 29.07.2021 unter Berücksichtigung von Synonymen ergab, dass die ABOL-BioBlitz für 90 Arten den ersten DNA-Barcode auf BOLD liefern konnten. Bei 719 Arten handelte es sich um den ersten DNA-Barcode für Österreich (Tab. 2).

Tab. 1: Anzahl der bearbeiteten Individuen, der generierten Sequenzen, die die Minimalanforderung an Sequenzlänge erfüllen und der Sequenzen mit Barcode-Status für die einzelnen ABOL-BioBlitz. – Tab. 1: Number of processed individuals, number of generated sequences with the minimal required sequence length and number of sequences with barcode status for the respective ABOL BioBlitzes.

ABOL-BioBlitz	Individuen	Sequenzen >486 bp	Barcode Status
TdA Nationalpark Hohe Tauern 2019	245	236	225
TdA Nationalpark Hohe Tauern 2020	132	128	128
TdA Biosphärenpark Nockberge 2019	292	256	253
TdA Biosphärenpark Nockberge 2020	20	20	18
TdA Oberösterreich 2019	227	194	193
TdA Tirol 2019	372	303	283
TdA Tirol 2020	53	47	47
TdA Wien 2019	84	69	69
TdA Biosphärenpark Wienerwald 2019	564	449	424
TdA Biosphärenpark Wienerwald 2020	183	116	110
Insgesamt	2.172	1818	1.750

Tab. 2: Anzahl der pro Organismengruppe bearbeiteten Individuen, der generierten Sequenzen, die die Minimalanforderung an Sequenzlänge erfüllen und der Sequenzen mit Barcode-Status, sowie Anzahl der Arten pro Organismengruppe. Von diesen Arten waren einige Ersteinträge für BOLD bzw. Ersteintrag von in Österreich gesammelten Individuen der jeweiligen Arten. – Tab. 2: Number of processed individuals, number of generated sequences with the required sequence length and number of sequences with barcode status as well as the number of species per taxonomic group. Some of these references were the first records in BOLD for the species or the first entries for species collected in Austria.

Taxonomische Gruppe	Sequenz > 486 bp			Barcode Status			Arten auf Artniveau bestimmt			Arten mit DNA-Barcode			Erste Referenz für BOLD			Erste Referenz für BOLD AT [%]		
	Individuen [n]	[n]	[%]	[n]	[%]	[n]	[%]	[n]	[%]	[n]	[%]	[n]	[%]	[n]	[%]	[n]	[%]	
Arthropoda	2.172	1.818	83,7	1750	80,6	1957	90,1	1.255	1.040	82,9	90	7,2	719	57,3	0	0,0	0,0	
Arachnida	1	0	0,0	0	0,0	1	100,0	1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,0	
Araeae	1	0	0,0	0	0,0	1	100,0	1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,0	
Chilopoda	2	2	100,0	2	100,0	2	100,0	2	100,0	2	100,0	0	0,0	1	50,0	0	0,0	0,0
Geophilomorpha	1	1	100,0	1	100,0	1	100,0	1	100,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,0
Scolopendromorpha	1	1	100,0	1	100,0	1	100,0	1	100,0	1	100,0	0	0,0	1	100,0	0	0,0	0,0
Diplopoda	1	1	100,0	1	100,0	1	100,0	1	100,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,0
Polydesmida	1	1	100,0	1	100,0	1	100,0	1	100,0	1	100,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,0
Entognatha	2	0	0,0	0	0,0	1	50,0	1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0,0
Collembola	1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,0
Diplura	1	0	0,0	0	0,0	1	100,0	1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0,0
Insecta	2.162	1.813	83,9	1.745	80,7	1948	90,1	1.246	1.035	83,1	90	7,2	716	57,5	0	0,0	0,0	0,0
Archaeognatha	7	7	100,0	7	100,0	7	100,0	2	2	100,0	1	50,0	2	100,0	0	0,0	0,0	0,0
Blattodea	3	2	66,7	1	33,3	2	66,7	1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0,0	0,0
Coleoptera	941	714	75,9	680	72,3	846	89,9	540	415	76,9	20	3,7	324	60,0	0	0,0	0,0	0,0
Dermoptera	3	2	66,7	2	66,7	3	100,0	2	2	100,0	0	0,0	2	100,0	0	0,0	0,0	0,0
Diptera	237	219	92,4	213	89,9	188	79,3	109	93	85,3	26	23,9	93	85,3	0	0,0	4	100,0
Ephemeroptera	4	4	100,0	4	100,0	4	100,0	4	4	100,0	0	0,0	0	0,0	49	67,1	49	67,1
Hemiptera	151	112	74,2	108	71,5	146	96,7	73	52	71,2	10	13,7	32	10,8	210	70,7	32	10,8
Hymenoptera	531	477	89,8	462	87,0	480	90,4	297	260	87,5	0	0,0	3	1,7	0	0,0	1	6,7
Lepidoptera	224	223	99,6	215	96,0	219	97,8	172	166	96,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	50,0
Neuroptera	3	2	66,7	2	66,7	2	66,7	2	1	50,0	0	0,0	1	50,0	0	0,0	1	50,0
Orthoptera	24	19	79,2	19	79,2	24	100,0	17	15	88,2	1	5,9	15	88,2	0	0,0	1	88,2
Plecoptera	15	15	100,0	15	100,0	12	80,0	12	12	100,0	0	0,0	12	100,0	0	0,0	0	100,0
Trichoptera	19	17	89,5	17	89,5	15	78,9	15	13	86,7	0	0,0	1	6,7	0	0,0	1	6,7
Malacostraca	4	2	50,0	2	50,0	4	100,0	4	2	50,0	0	0,0	2	50,0	0	0,0	2	50,0
Amphipoda	2	0	0,0	0	0,0	2	100,0	2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Isopoda	2	2	100,0	2	100,0	2	100,0	2	2	100,0	2	100,0	2	100,0	2	100,0	2	100,0

Diskussion und Ausblick

Angesichts der gegenwärtigen Biodiversitätskrise gewinnen Biodiversitätskompetenzen und -daten zunehmend an Bedeutung. Für viele Organismengruppen (v. a. Insekten, Spinnentiere, Tausendfüßer, etc.) ist die Kompetenz zur Artbestimmung auf nur wenige Personen beschränkt und für manche Gruppen in Österreich gar nicht vorhanden. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, dieses Fachwissen zu erhalten, zu fördern und für die Gesellschaft zugänglich zu machen. Viele Biodiversitätsexpert:innen sind dabei nicht mit Universitäten und Naturkundlichen Museen assoziiert, sondern arbeiten in anderen Sektoren und setzen ihre Bestimmungskompetenzen in ihrer Freizeit ein. Die ABOL-BioBlitz-Aktionen bei den Tagen der Artenvielfalt zielen darauf ab, auch deren Kompetenzen für die Gesellschaft zu erschließen und durch die Erstellung von DNA-Barcodes langfristig zu sichern. Durch die Teilnahme an den ABOL-BioBlitzen unterstützen die Expert:innen das gesellschaftliche Ziel, das Spektrum von Ansätzen der Biodiversitätsforschung zu erweitern, um kompetenzbedingte Engpässe zu verhindern. Als Citizen Scientists liefern sie nicht nur Daten, sondern stellen über die Referenzdatenbank der Gesellschaft ihre Bestimmungskompetenz zur Verfügung.

Im Zuge der ABOL-BioBlitze konnten innerhalb von zwei Jahren 40 Expert:innen für die Teilnahme an der Aktion gewonnen und 1.750 DNA-Barcodes von 1.040 Arten erstellt werden. Die Anzahl der auf BOLD frei zugänglichen DNA-Barcodes von Organismen aus Österreich erhöht sich damit um 10,3 %, die Anzahl der österreichischen Arten mit mindestens einem DNA-Barcode um 17,3 %. Die ABOL-BioBlitze schließen dadurch nicht nur Datenlücken bei den nationalen Referenzdaten, sondern stellen auch generell einen wichtigen Beitrag für die internationale Datenlage in BOLD dar. So handelt es sich bei 90 DNA-Barcodes um den jeweils ersten frei zugänglichen DNA-Barcode zu einer Art überhaupt. DNA-Barcodes zu Individuen, die bereits auf BOLD verfügbar sind, stellen ebenfalls einen wichtigen Mehrwert dar, da sie die geografische Variabilität der Art abbilden und zur Artdefinition beitragen.

Dass bei den ABOL-BioBlitzen in erster Linie Insekten zur genetischen Analyse herangezogen wurden, hat mehrere Gründe. Zum einen werden viele Insekten bei TdAs standardmäßig gesammelt, weil ihre Bestimmung im Freiland oft nicht zweifelsfrei möglich ist. Die bei den TdAs gesammelten Individuen werden präpariert, bestimmt und schließlich in wissenschaftliche Sammlungen aufgenommen, während von Pflanzen, Vögeln und Säugetieren meist nur Beobachtungsdaten aufgenommen werden. Für Insekten stellt die Entnahme einer Gewebeprobe für die DNA-Analyse (meist ein Bein) nur einen geringen zusätzlichen Aufwand im Zuge der Bestimmung dar. Des Weiteren können DNA-Barcodes von Insekten mit der Standardprozedur vom CCDB kostengünstig sequenziert werden, während die Sequenzierung anderer Artengruppen oft aufwändiger ist. Da BOLD bei vielen Insektenarten große Lücken aufweist, für die es oft nur wenige Expert:innen gibt, sind die von Expert:innen bestimmten Insektenarten besonders wertvoll für Referenzdatenbanken. Generell spiegelt die Anzahl an Individuen pro Organismengruppe die Kenntnisse bzw. Interessen der bei den TdAs anwesenden Expert:innen wider. Eine höhere Vielfalt an Expert:innen, die auch wenig behandelte Gruppen bearbeiten, wäre daher wünschenswert, um weitere DNA-Barcode-Lücken zu schließen.

Wie erwartet ist der Sequenziererfolg mit dem vom CCDB standardmäßig für Arthropoden angewandten Prozedere gruppenspezifisch unterschiedlich. Aussagekraft hat unser Ergebnis aber wohl nur für die häufiger vertretenen Gruppen Hemiptera, Coleoptera,

Hymenoptera, Diptera und Lepidoptera. Zeigen letztere eine fast 100%ige Erfolgsquote, ist diese vor allem für Wanzen und einige Käfergruppen deutlich niedriger. Bei Wanzen liegt diese etwas unter der Erfolgsrate, die für Deutschland gemeldet wurde (RAUPACH et al. 2014), bei Käfern etwas über dem gemeldeten Wert (HENDRICH et al. 2015). Generell ist die Erfolgsquote mit 80,6 % vergleichbar mit der von anderen Projekten (vgl. z. B. Barcoding der Arthropoden Finnlands, ROSLIN et al. 2021).

Zu den Zielen von ABOL gehören neben der Erstellung einer möglichst vollständigen Referenzdatenbank für Österreich, die allen Anwender:innen und Wissenschaftler:innen frei zur Verfügung steht, auch die Vernetzung und Stärkung der Biodiversitäts-Community, und damit zusammenhängend die Erhaltung und Stärkung von taxonomischer Kompetenz. Die ABOL-BioBlitzte stellen ein Format dar, das diese Bestrebungen unterstützt. Die Teilnehmer:innen erhalten dabei die Möglichkeit, ihre Bestimmungen in internationalen Kontext zu stellen, kryptische Diversität zu erschließen und taxonomische Problemfälle aufzulösen. Somit schaffen die ABOL-BioBlitzte an den TdAs einen Mehrwert in verschiedener Hinsicht bei überschaubarem Zusatzaufwand. Dieses Format kann für andere nationale DNA-Barcoding-Initiativen als kostengünstiges Vorbild dienen.

Durch den Einsatz von (eDNA-)Metabarcoding könnte das BioBlitz-Format erweitert werden, was einen Übergang von der Erstellung von Referenz-Barcodes in den Anwendungsbereich darstellen würde. Zusätzlich zu Lichtfallen, wie sie jetzt bereits bei den meisten TdAs für nachtaktive Insekten zum Einsatz kommen, bietet es sich an, weitere Insektenfallen wie Malaisefallen oder Barberfallen, zu verwenden, wodurch das Spektrum an erfassten Arten erweitert werden könnte. Auch der Einsatz von on-site Sequenzierung wird in Zukunft eine Rolle spielen (POMERANTZ et al. 2018, CHANG et al. 2020).

Eine weitere effiziente, über die TdAs hinausgehende Möglichkeit, rar gewordene taxonomische Expertise zu digitalisieren und somit langfristig verfügbar zu machen, ist die Erstellung von DNA-Barcodes aus privaten Sammlungen. Oftmals sind es taxonomisch herausfordernde Gruppen, die von Privatpersonen gesammelt und bestimmt werden. Die genetische Erfassung solcher Sammlungen würde dabei helfen, Lücken in den Referenzdaten zu schließen. Voraussetzung dafür wäre eine angemessene finanzielle Abgeltung der investierten Arbeitszeit und Gewährleistung des langfristigen Fortbestands der jeweiligen Sammlung. Die ABOL-BioBlitzte bei den TdAs bieten den Vorteil der geografischen Verteilung der erfassten Daten, der sich jedoch mit Dauer der Aktion abflachen wird (die TdAs finden jedes Jahr in ähnlichen Regionen statt), der Ansatz, ganze Sammlungen zu digitalisieren, hätte eine bessere systematische Abdeckung zur Folge und sollte daher zeitnah intensiviert werden.

Dank

Unser Dank gilt den Veranstalter:innen der Tage der Artenvielfalt, die die ABOL-BioBlitzte tatkräftig unterstützt und beworben haben und jenen Sammler:innen bzw. Bestimmer:innen, die nicht als Autor:innen angeführt sind. L.T. bedankt sich bei den Expert:innen von iNaturalist, diptera.info und kerbtier.de für ihre Unterstützung bei einzelnen Bestimmungen. Der Dank gilt auch den Kurator:innen der wissenschaftlichen Sammlungen (Landesmuseen und Naturhistorisches Museum Wien), die sich um die Eingliederung der Referenzorganismen kümmerten. Die Sequenzierung der Proben wurde aus den Finanzmitteln der ABOL-Koordination (Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung) bezahlt.

Literatur

- AURENHAMMER S., KOMPOSCH C., GLATZ-JORDE S. & JUNGMEIER M., 2020: Biodiversität im UNESCO Biosphärenpark Salzburger Lungau & Kärntner Nockberge. Ergebnisse des 4. GEO-Tages der Natur 2019 – Vielfalt an den Ufern und Berghängen des Millstätter Sees. Carinthia II 210/130, 7–44.
- BAKER G.M., DUNCAN N., GOSTOMSKI T., HORNER M.A. & MANSKI D., 2014: The bioblitz: Good science, good outreach, good fun. Park Science 31(1), 39–45.
- CARDINALE B.J., DUFFY J.E., GONZALEZ A., HOOPER D.U., PERRINGS C., VENAIL P., NARWANI A., MACE G.M., TILMAN D., WARDLE D.A., KINZIG A.P., DAILY G.C., LOREAU M., GRACE J.B., LARIGAUDERIE A., SRIVASTAVA D.S. & NAEEM S., 2012: Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature 486, 59–67.
- CHAMBERLAIN S., SZOECs E., FOSTER Z., ARENDSEE Z., BOETTIGER C., RAM K., BARTOMEUS I., BAUMGARTNER J., O'DONNELL J., OKSANEN J., TZOVARAS B.G., MARCHAND P., TRAN V., SALMON M., LI G. & GRENIÉ M., 2020: taxize: Taxonomic information from around the web. R package version 0.9.98, <https://github.com/ropensci/taxize>.
- CHANG J.J.M., IP Y.C.A., NG C.S.L. & HUANG D., 2020: Takeaways from mobile DNA barcoding with BentoLab and MinION. Genes 11(10), 1121.
- CONTRERAS-LICHENBERG R., 2003: Die Geschichte der Dipteroologie am Wiener Naturhistorischen Museum. Denisia 8, 47–55.
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY), 2020: State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013–2018. EEA Report No 10/2020. pp 146.
- GEISER E., 2018: How many animal species are there in Austria? Update after 20 years. Acta ZooBot Austria 155(2), 1–18.
- GLATZ-JORDE S., JUNGMEIER M., AURENHAMMER S. & KOMPOSCH C., 2021: Biodiversität im UNESCO Biosphärenpark Salzburger Lungau & Kärntner Nockberge – Ergebnisse des 5. GEO-Tages der Natur 2020 – Rund um die Grundalm. Carinthia II 211/131, 19–54.
- GRANT D.M., BRODNICKE O.B., EVANKOW A.M., FERREIRA A.O., FONTES J.T., HANSEN A.K., JENSEN M.R., KALAYCI T.E., LEEPER A., PATIL S.K., PRATI S., REUNAMO A., ROBERTS A.J., SHIGDEL R., TYUKOŠOVA V., BENDIKSBY M., BLAALID R., COSTA F.O., HOLLINGSWORTH P.M., STUR E. & EKREM T., 2021: The future of DNA barcoding: reflections from early career researchers. Diversity 13(7), 313.
- HABEL J.C., SEGERER A., ULRICH W., TORCHYK O., WEISSER W.W. & SCHMITT T., 2016: Butterfly community shifts over two centuries. Conserv. Biol. 30, 754–762.
- HALLMANN C.A., SORG M., JONGEJANS E., SIEPEL H., HOFLAND N., SCHWAN H., STENMANS W., MÜLLER A., SUMSER H., HÖRREN T., GOULSON D. & DE KROON, H., 2017: More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS ONE 12(10), e0185809.
- HAUSMANN A., KROGMANN L., PETERS R., RDUCH V. & SCHMIDT S., 2020: GBOL III: Dark Taxa. iBOL Barcode Bulletin 10.
- HENDRICH L., MORINIÈRE J., HASZPRUNAR G., HEBERT P.D.N., HAUSMANN A., KÖHLER F. & BALKE M., 2015: A comprehensive DNA barcode database for Central European beetles with a focus on Germany: Adding more than 3,500 identified species to BOLD. Mol. Ecol. Resour. 15(4), 795–818.
- HERNÁNDEZ-TRIANA L.M., PROSSER S.W., RODRÍGUEZ-PEREZ M.A., CHAVERRI L.G., HEBERT P.D.N., & GREGORY T.R., 2014: Recovery of DNA barcodes from blackfly museum specimens (Diptera: Simuliidae) using primer sets that target a variety of sequence lengths. Mol. Ecol. Resour. 14(3), 508–518.

- HUEMER P., KARSHOLT O. & MUTANEN M., 2014: DNA barcoding as a screening tool for cryptic diversity: an example from *Caryocolum*, with description of a new species (Lepidoptera, Gelechiidae). *ZooKeys* 404, 91–111.
- KLAUSNITZER B., 2010: Entomologie – quo vadis? *Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen* 59, 99–111.
- MORINIÈRE J., BALKE M., DOCZKAL D., GEIGER M.F., HARDULAK, L.A., HASZPRUNAR G., HAUSMANN A., HENDRICH L., REGALADO L., RULIK B., SCHMIDT S., WÄGELE J.W. & HEBERT P.D.N., 2019: A DNA barcode library for 5,200 German flies and midges (Insecta: Diptera) and its implications for metabarcoding-based biomonitoring. *Mol. Ecol. Resour.* 19(4), 900–928.
- NILSSON R.H., LARSSON K.H., TAYLOR A.F.S., BENGSSON-PALME J., JEPPESEN T.S., SCHIGEL D., KENNEDY P., PICARD K., GLÖCKNER F.O., TEDERSOO L., SAAR I., KÓLJALG U. & ABARENKOV K., 2018: The UNITE database for molecular identification of fungi: handling dark taxa and parallel taxonomic classifications. *Nucleic Acids Res.* 47(1), 259–264.
- PAGITZ K. & HUEMER P., 2019: Tag der Artenvielfalt 2019 – Tirol/Brandenberg. *Wissenschaftliches Jahrbuch der Tiroler Landesmuseen* 12, 85–127.
- POMERANTZ A., PEÑAFIEL N., ARTEAGA A., BUSTAMANTE L., PICHARDO F., COLOMA L.A., BARRIO-AMORÓS C.L., SALAZAR-VALENZUELA D. & PROST S., 2018: Real-time DNA barcoding in a rainforest using nanopore sequencing: opportunities for rapid biodiversity assessments and local capacity building. *GigaScience* 7(4), giy033.
- PORTER T.M. & HAJIBABAEI M., 2018: Scaling up: A guide to high-throughput genomic approaches for biodiversity analysis. *Mol. Ecol.* 27(2), 313–338.
- RATNASINGHAM S. & HEBERT P.D.N., 2007: BOLD: The Barcode of Life Data System (www.barcodinglife.org). *Mol. Ecol. Notes* 7, 355–364.
- RAUPACH M.J., HENDRICH L., KÜCHLER S.M., DEISTER F., MORINIÈRE J. & GOSSNER M.M., 2014: Building-up of a DNA barcode library for True bugs (Insecta: Hemiptera: Heteroptera) of Germany reveals taxonomic uncertainties and surprises. *PLoS ONE* 9(9), e106940.
- ROSLIN T., SOMERVUO P., PENTINSAARI M., HEBERT P., AGDA J., et al., 2021: A molecular-based identification resource for the arthropods of Finland. *Authorea*. May 31, 2021.
- SAUBERER N., 2008: Biodiversität und deren Erfassung in Österreich – eine Übersicht. In: SAUBERER N., MOSER D., GRABHERR G. (Red), *Biodiversität in Österreich. Räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfalt*, 47–62. Zürich, Bristol-Stiftung; Bern, Stuttgart, Wien, Haupt Verlag AG.
- WAGNER D.L., GRAMES E.M., FORISTER M.L., BERENBAUM M.R. & STOPAK D., 2021: Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 118(2), e2023989118.

Eingelangt: 2021 08 30

Anschriften:

Dr. Michaela SONNLEITNER, Sabine SCHODER, MSc., Oliver MACEK, MSc., Christoph LEEB, MSc., Dr. Nikolaus U. SZUCSICH, Naturhistorisches Museum Wien, ABOL-Koordination, Burgring 7, A-1010 Wien, Österreich.
E-Mails: michaela.sonnleitner@nhm-wien.ac.at, sabine.schoder@nhm-wien.ac.at, oliver.macek@nhm-wien.ac.at, christoph.leeb@nhm-wien.ac.at, nikolaus.szucsich@nhm-wien.ac.at

Dr. Christian BRÄUCHLER, Naturhistorisches Museum Wien, Botanische Abteilung, Burgring 7, A-1010 Wien, Österreich. E-Mail: christian.braeuchler@nhm-wien.ac.at

Priv.-Doz. Dr. Elisabeth HARING, Naturhistorisches Museum Wien, Zentrale Forschungslaboratorien, Burgring 7, A-1010 Wien, Österreich.
E-Mail: elisabeth.haring@nhm-wien.ac.at

Univ.-Prof. Dr. Stefan DÖTTERL, Martin SCHLAGER, MSc., Thomas RUPP, MSc., Paris-Lodron Universität Salzburg, Fachbereich Umwelt und Biodiversität, Hellbrunnerstraße 34, A-5020 Salzburg, Österreich.

E-Mails: stefan.doetterl@plus.ac.at, martin.schlager90@gmx.at, th.rupp.bio@gmail.com

Mag. Andreas ECKELT, Benjamin WIESMAIR, MA, BSc., Tiroler Landesmuseen-Betriebsgesellschaft m.b.H., Naturwissenschaftliche Sammlungen, Sammlungs- und Forschungszentrum, Krajnc-Straße 1, A-6060 Hall, Österreich.

E-Mails: a.eckelt@tiroler-landesmuseen.at, b.wiesmair@tiroler-landesmuseen.at

Dr. Rupert FAUSTER, Holzhaussiedlung 6, A-8302 Nestelbach, Österreich.
E-Mail: rupert.fauster@gmx.at

Elisabeth GLATZHOFER, BSc., Josefinengasse 4/12A, A-1020 Wien, Österreich.
E-Mail: eglatzhofer7@gmail.com

Ass.-Prof. Dr. Wolfram GRAF, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien, Österreich.
E-Mail: wolfram.graf@boku.ac.at

Dr. Patrick GROS, Haus der Natur – Museum für Natur und Technik, Museumsplatz 5, A-5020 Salzburg, Österreich. E-Mail: patrick.gros@hausdernatur.at

Helge HEIMBURG, MSc., Landesmuseum Kärnten, Sammlungs- und Wissenschaftszentrum, Liberogasse 6, A-9020 Klagenfurt am Wörthersee, Österreich.
E-Mail: helge.heimburg@landesmuseum.ktn.gv.at

DI Dr. Ernst HEISS, Josef-Schraffl-Strasse 2a, A-6020 Innsbruck, Österreich.
E-Mail: aradus@aon.at

Ing. Werner HINTERSTOISSE, Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, BFW, Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1131 Wien, Österreich.
E-Mail: werner.hinterstoisser@bfw.gv.at

Stefan KIRCHWEGER, Endresstraße 102/2/4, A-1230 Wien, Österreich.
E-Mail: stefan.kirchweger@lepi fauna.at

Priv.-Doz. Dr. Stephan KOBLMÜLLER, Universität Graz, Institut für Biologie, Universitätsplatz 2, A-8010 Graz, Österreich. E-Mail: stephan.koblmuel ler@uni-graz.at

Dr. Christian KOMPOSCH, Dr. Heribert C. WAGNER, ÖKOTEAM – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung, Bergmannsgasse 22, A-8010 Graz, Österreich.
E-Mails: c.komposch@oekoteam.at, heriwagner@yahoo.de

Andreas LINK, Widistrasse 55, A-4053 Haid/Ansfelden, Österreich.
E-Mail: andreas@link.co.at

Dominik RABL, MSc., Ökologische Station Fabrikschleichach, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie (Zoologie III), Julius Maximilians Universität Würzburg, Rauhenebrach, Deutschland. Abteilung für Tropenökologie und Biodiversität der Tiere, Department

für Botanik und Biodiversitätsforschung, Universität Wien, Rennweg 14, A-1030 Wien,
Österreich. E-Mail: drabl@gmx.net

Dr. Martin STREINZER, Anton-Baumgartner-Straße 131/3307, A-1230 Wien, Österreich.
E-Mail: martin.streinzer@gmx.at

Hartmuth STRUTZBERG, Carl-Gärtig-Str. 20, D-99427 Weimar, Deutschland.
E-Mail: hartmuth.strutzberg@nexgo.de

Lorin TIMAEUS PhD, Eduardgasse 2/6, A-1180 Wien, Österreich.
E-Mail: phidippus.regius@gmail.com

Dr. Dominique ZIMMERMANN, Naturhistorisches Museum Wien, 2. Zoologische Abteilung,
Burgring 7, A-1010 Wien, Österreich.
E-Mail: dominique.zimmermann@nhm-wien.ac.at

Long-term impact of wild ungulates on natural forest regeneration in the Donau-Auen National Park, Austria

Friedrich REIMOSER, Susanne REIMOSER & Karoline ZSAK

In the Donau-Auen National Park, since 1999 systematic vegetation surveys have been carried out on browsing control plots in order to record the long-term effects of wild ungulates (red deer, roe deer, fallow deer, mouflon, wild boar) on the development of forest regeneration. The method used is the Ungulate Impact Control System (UICOS) that works with comparison area-pairs (unfenced control areas vs. fenced areas). There were clear differences in the development of tree and shrub species influenced by ungulates compared with the forest development under ungulate exclusion. However, the goals and benchmarks for the national park have so far been achieved. Most of the negative as well as positive effects of ungulates in terms of forest benchmarks resulted from changes in height increment of the tree species. Related to biodiversity, the impact of ungulates had different effects on the tree species, depending on the biodiversity index. For shrub species there was mostly a negative ungulate impact on their biodiversity.

REIMOSER F., REIMOSER S. & ZSAK K., 2022: Langfristige Auswirkungen wildlebender Huftiere auf die Jungwaldentwicklung im Nationalpark Donau-Auen, Österreich.
Im Nationalpark Donau-Auen werden seit 1999 systematische Vegetationserhebungen auf Verbiss-Kontrollflächen durchgeführt, um die langfristigen Auswirkungen der wildlebenden Huftiere (Rothirsch, Reh, Damwild, Mufflon, Wildschwein) auf die Entwicklung der Waldverjüngung zu erfassen. Als Methode wurde das Ungulate Impact Control System (UICOS) verwendet (Vergleichsflächenverfahren, paarweiser Vergleich von Zaunflächen mit ungezäunten Flächen). Es ergaben sich deutliche Unterschiede in der Entwicklung der Baum- und Straucharten mit Huftiereinfluss im Vergleich zu ihrer Entwicklung unter Ausschluss der Huftiere. Die Ziele und Richtwerte für den Nationalpark wurden jedoch bisher erreicht. Die meisten huftierbedingten negativen wie auch positiven Wirkungen, gemessen an forstlichen Richtwerten, resultierten aus dem Einfluss auf den Höhenzuwachs der Baumarten. Im Hinblick auf die Biodiversität wirkte sich der Huftiereinfluss auf die Baumarten je nach Biodiversitätsindex unterschiedlich aus. Für Straucharten ergab sich zumeist ein negativer Huftiereinfluss auf die Biodiversität.

Keywords: forest regeneration, ungulate impact, long-term development, ungulate exclosures, Donau-Auen, National Park, Austria.

Introduction

Browsing on forest vegetation by mammals (ungulates, hares, mice etc.) is basically one of a series of different drivers of regeneration dynamics and a natural process in young forest development (e.g. CRAWLEY 1983). When assessing the impact of ungulates on the development of forest vegetation, there are considerable problems in science and practice (see e.g. GOSSOW & REIMOSER 1985, DONAUBAUER et al. 1990, REIMOSER & PUTMAN 2011). Hasty and wrong conclusions often led to conflicts between forestry, hunting and nature conservation. The different methods of browsing assessment are controversial with regard to their general applicability and informative value (REIMOSER et al. 2014).

The most authoritative but also the most complex method to objectively determine the concrete effects of the respective ungulate impact on the forest development (through browsing, fraying, trampling etc.) is the construction of fence-control areas (about 25–100m² in size) that are as similar as possible in site and the multi-year observation of the forest development within the fence (without ungulate influence) in comparison with

areas outside the fence (with ungulate influence) (NOPP-MAYR et al. 2020, MILLETT & EDMONDSON 2013, PELLERIN et al. 2012, CASABON & POTHIER 2007, BELLINGHAM & ALLAN 2003, REIMOSER et al. 1999, REIMOSER & SUCHANT 1992). Of course, fencing of forest patches is not a natural situation (forest totally without ungulates), but it is a treatment that allows an objective assessment and evaluation of herbivore impacts. The fence works so to say as a filter to make the effects of ungulates within the complex, multifactorial forest-regeneration system clearly visible.

Therefore, as a part of the wildlife monitoring in the Donau-Auen National Park, since 1999 systematic vegetation surveys are carried out on pairs of ungulate impact control areas (unfenced vs. fenced area) in order to record the effects of wild ungulates on the development of forest vegetation. The ungulate species include roe deer (*Capreolus capreolus*), red deer (*Cervus elaphus*), wild boar (*Sus scrofa*) and, rarely, mouflon (*Ovis ammon musimon*) and fallow deer (*Dama dama*). The presented dataset is a rare case of long-term records with a stringent survey design and a large number of control-treatment pairs.

The aims of this study are (1) to develop objective bases for understanding the effects of wild ungulates on the growth of forest vegetation in the Donau-Auen National Park, (2) to record the changes in various biodiversity indices caused by ungulates, and (3) to assess these effects with regard to reference values (benchmarks) in the national park. The results also serve as the basis for coordinating ungulate management in the national park with its ecologically relevant environment. In order to minimize anthropogenic influences caused by unnaturally high ungulate population densities, interventions in the national park may be necessary to regulate the ungulate populations, if this regulation will not be possible via an appropriately coordinated ungulate management in the surrounding areas of the national park.

Material and Methods

Study area

The Donau-Auen National Park (Fig. 1) is located in the Danube floodplains between the cities Vienna and Bratislava. It was established in 1996 and extends over the federal states of Lower Austria and Vienna. The current total area is about 9,600 hectares; of these, approx. 65 % is riparian forest (softwood and hardwood floodplains), 15 % meadow, and approx. 20 % is covered by water. Due to its elongated shape, in view of the wild-ungulate distribution the national park interacts closely with its environment, which is mainly used for agriculture.

Autochthonous tree species in the national park (31 species, GILLI 2021): *Acer campestre* (field maple), *Acer platanoides* (Norway maple), *Alnus glutinosa* (black alder), *Alnus incana* (grey alder), *Betula pendula* (European white birch), *Carpinus betulus* (European hornbeam), *Fagus sylvatica* (common beech), *Fraxinus angustifolia* (narrow-leaved ash), *Fraxinus excelsior* (common ash), *Malus sylvestris* (crab apple), *Populus alba* (white poplar), *Populus nigra* (black poplar), *Populus tremula* (European aspen), *Populus x canescens* (grey poplar), *Prunus avium* (sweet cherry), *Prunus padus* (bird cherry), *Pyrus pyraster* (wild pear), *Quercus cerris* (European turkey oak), *Quercus pubescens* (downy oak), *Quercus robur* (common oak), *Salix alba* (white willow), *Salix cinerea* (grey willow), *Salix eleagnos* (rosemary willow), *Salix fragilis* (cack willow), *Salix x rubens* (hybrid crack willow), *Sorbus aria* (common

whitebeam), *Sorbus torminalis* (wild service tree), *Tilia cordata* (small leafed lime), *Tilia platyphyllos* (broad leafed lime), *Ulmus glabra* (wych elm), *Ulmus laevis* (European white elm), *Ulmus minor* (field elm).

Allochthonous tree species and questionable allochthonous tree species in the national park (27 species, GILLI 2021): *Acer negundo* (ash-leaved maple), *Acer pseudoplatanus* (sycamore maple), *Acer saccharinum* (silver maple), *Aesculus hippocastanum* (horse chestnut), *Ailanthus altissima* (tree of heaven), *Broussonetia papyrifera* (paper mulberry), *Castanea sativa* (European chestnut), *Eleagnos angustifolia* (oleaster), *Ficus carica* (common fig), *Fraxinus americana* (American ash), *Fraxinus pennsylvanica* (red ash), *Juglans nigra* (black walnut), *Juglans regia* (common walnut), *Malus domestica* (cultivated apple), *Morus alba* (white mulberry), *Morus nigra* (black mulberry), *Picea abies* (common spruce), *Pinus nigra* (black pine), *Pinus sylvestris* (red pine), *Populus balsamifera* (balsam poplar), *Populus x canadensis* (hybrid black-poplar), *Prunus cerasifera* (cherry plum), *Prunus domestica* (cultivated plum), *Prunus serotina* (black cherry), *Pyrus communis* (common pear), *Quercus rubra* (red oak), *Robinia pseudoacacia* (black locust), *Sorbus aucuparia* (rawon tree), *Taxus baccata* (common yew).

The area of the national park was strongly affected from an intensive hunting history, as it served as hunting ground in the Habsburg era and later under National Socialists rule, which led to unnaturally high ungulate densities.

Number of living ungulates: In the planning phase of the national park estimated ungulate numbers (minimum numbers) were published on the base of assessments and surveys (Tab. 1; LEDITZNIG & FRAISL 1996). More recent estimations with FLIR (Forward Looking InfraRed) in 2015 and 2017 showed numbers of between 900 and 1.050 red deer just for the national park areas on the northern side of the Danube (FRANKE 2017). For wild boar a strong increase of the numbers in the years after 1990 was stated in the planning phase, because of several successive years with rich acorn mast, a low hunting bag in the year 1986 (Tschernobyl) and the opening of the eastern borders after the fall of the iron

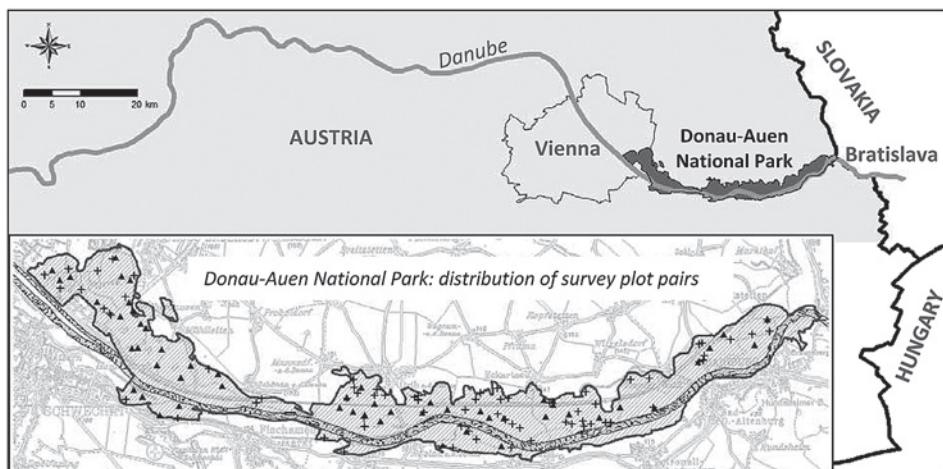


Fig. 1: Donau-Auen National Park with the spatial distribution of the two series of survey plot pairs (comparison areas). Cross = 1st series (1999–2019). Triangle = 2nd series (2011–2020). – Abb. 1: Nationalpark Donau-Auen mit der räumlichen Verteilung der beiden Serien von Vergleichsflächenpaaren. Kreuz = 1. Serie (1999–2019). Dreieck = 2. Serie (2011–2020).

Tab. 1: Estimated numbers of ungulates alive and the annual mortality (hunting bags and animals found dead by other reasons) for the former planning area of the national park with 11,500 ha (LEDITZNIG & FRAISL 1996). – Tab. 1: Geschätzte Anzahl lebender Huftiere und jährlicher Abgang (Jagdstrecken und aus anderen Gründen tot aufgefundene Tiere) für das ehemalige Planungsgebiet des Nationalparks mit 11.500 ha.

Ungulate species	Red deer	Roe deer	Mouflon	Fallow deer	Wild boar
Estimated number of ungulates living in the area	700	2.100	30	?	?
Hunting bag and animals found dead	350	970	18	?	560

curtain in 1986 (LEDITZNIG & FRAISL 1996). A precise assessment of the number of wild boars does not exist till today.

Beside the hunting history of the area, the loss of hydrological dynamics and thereby floodwater events after control of river flow in the 19th century as natural regulator of the game populations, led to higher numbers of ungulates. Since this time extraordinary flooding events with regulating impact on the ungulate numbers were rare, exceptions were the floodwater events in 2002, 2005–2006 and 2013.

Hunting bag numbers (including carrion/animals found dead): The numbers of yearly hunting bags and dead found individuals of red deer, fallow deer and mouflon within the conservation area since the year 2000 show a more or less constant trend without large fluctuations (Fig. 2). Hunting bag and carrion numbers of roe deer declined over the years from more than 200 in the first years to around 120 animals in the last years. The numbers of hunting bags and wild boars found dead are constantly high and irregular with counts between nearly 250 up to 670. In 2020 the very high number of 666 animals was due to intensive regulation because of imminent African Swine Fever (ASF). Fluctuations between single years were caused by foregoing impacts of floodwater events (e.g. 2006, 2013) or animal diseases (e.g. swine fever in 2001), which mostly led to lower shooting numbers in the following years (C. EGGER, ÖBf AG, personal communication 2021).

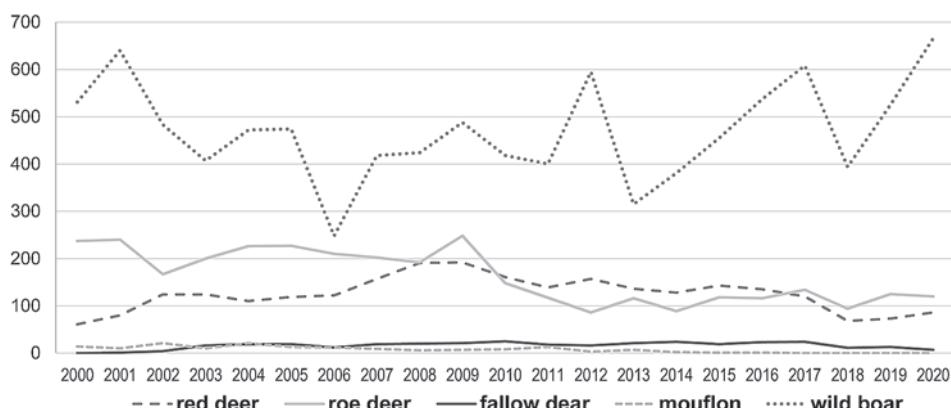


Fig. 2: Ungulate hunting bag and animals found dead in the area of the Donau-Auen National Park from 2000 to 2020. – Fig. 2: Jagdstrecke an wildlebenden Huftieren und Fallwild im Nationalpark Donau-Auen von 2000 bis 2020.

By establishment of the Donau-Auen National Park in 1996 the management of game changed from economic and traditional hunting to straight regulating management of only ungulate species. From that time on the general principle was to allow natural processes and reduce anthropogenic control as much as possible (NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH 1999, 2009, 2019). Although the ungulate density in the region was high, the majority of hunters in the vicinity of the national park claimed to stop or at least to reduce the regulation of game within the conservation area. A reason for this reaction may be due to the destruction of fences, which had enclosed parts of the park area in the years before, so that now ungulates could be more easily hunted by the hunters outside the park when the animals cross the border line (F. KOVACS, ÖBF AG, personal communication 2021). However, crucial factors to continue the game management inside the park were on one hand expectable impacts caused by ungulates in forest regeneration sites of the park and on the other hand damages by wild ungulates in surrounding agricultures. The planning targets for the game populations were modified since that time fundamentally. The targeted numbers and constitutions of ungulate populations from that time on were orientated on typical natural social structures and not as before on economic hunting parameters, like trophies etc. The huntable animals within the conservation area were limited to the ungulates red deer, roe deer, wild boar and the allochthonous species fallow deer and mouflon (NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH 1999, 2009, 2019). In the Lower Austrian part of the national park, roe deer have not been shot since 2012 (NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH 2011). The parasite *Fascioloides magna* (American giant liver fluke), which has been found in the national park since 2000 (WINKELMAYER & PROSL 2001), is partly lethal for roe deer.

With establishment of the national park also the designation of non-hunting zones and areas with strongly reduced hunting pressure (short hunting intervals) was implemented and different monitoring programs were started. The non-hunting areas were not enforced consequently, so regulation was possible also within these areas on few days per year and battues with a large number of hunters (~60 persons) were organised. Other hunting types outside of the non-hunting zones up to the present are single hunts from high seats with or without baiting station (NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH 1999, 2009, 2019). The methods had been evaluated and discussed regularly (science and hunting boards of the Donau-Auen National Park), therefore part of the former hunting infrastructures, particularly in the non-hunting zones, have since then been destroyed. To point out particularly is the cessation of supplementary feeding of ungulates, since 2004 in the Lower Austrian part (NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH 2007), and since 2016 in the Viennese part of the park (A. FALTEJSEK, Municipality of Vienna, personal communication 2021). Since that time the distribution of ungulates within the park changed somewhat, with the population of red deer shifting more and more to the eastern part of the area with lower visitor numbers.

The visitor behaviour in the national park differs a lot between the Viennese and the Lower Austrian part (ARNBERGER & BRANDENBURG 2001, ARNBERGER & HINTERBERGER 2003, ARNBERGER et al. 2009). The western part of the conservation area bordering to the City of Vienna is highly frequented from visitors all over the week and especially on weekends and holidays, whereas in the eastern part the visitor numbers are much lower and concentrate on a few visitor hotspots.

Data collection

The first series of comparison-area pairs (unfenced control areas vs. fenced areas) was erected in 1999, and a second series was set up in 2011. In 2020, new comparison-area pairs were set up for a third series of surveys in order to continue the wildlife impact monitoring with a comparable method and to document the long-term effects of ungulates on the forest development. The present study comprises the results of 70 comparison-area pairs from the first series after a 20-year period of investigation (1999–2019) and of 54 area pairs from the second series after a 9-year period (2011–2020); Fig. 1.

Method

The comparison-area pairs (Fig. 3) are established on areas where forest regeneration is in an initial phase. The survey and evaluation methods are standardized (ungulate impact control system – UICOS/WIKOSYS, REIMOSER et al. 1999, 2014, REIMOSER 2002, REIMOSER & REIMOSER 1997, 2003). The ungulate impact on tree seedlings can only be clearly identified or made visible with this method. Comparison-area procedures offer the possibility of directly and reliably assessing the concrete effects of the ungulate impacts on forest regeneration (REIMOSER et al. 2014, 1999).

One area of each pair of the comparison areas is accessible to ungulates (unfenced area = control area), the second area is inaccessible to ungulates (fenced area = treatment area, ungulate enclosure). Which of the two previously demarcated areas is fenced is made at random (decision by lot). Suitable comparison sites are forest areas (1) that are able to regenerate (sufficient light in the lower layer), (2) where forest regeneration is at the beginning (trees predominantly less than approx. 0.5 m in height), and (3) are distributed as evenly as possible over the study area. A comparison-area pair consists of two 6×6 m areas (each with a 5×5 meter survey area, Fig. 3) at a distance of 5 to 20 meters between the two plots (on comparable sites).

Within a few weeks after the fences have been erected, the first survey of the vegetation is carried out with regard to site characteristics, present tree and shrub species, their number and height, browsing characteristics etc. The follow-up surveys are usually carried out at 3-year intervals. In each survey, the respective difference in the measured variables between the unfenced (control) areas (U) and the fenced areas (F) is determined. When de-

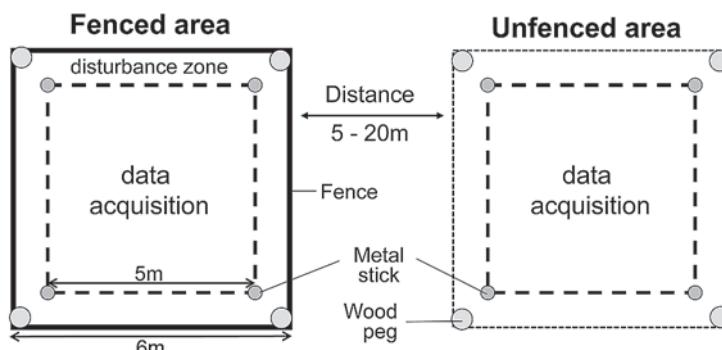


Fig. 3: Scheme of the comparison-area method (unfenced control areas vs. fenced areas). – Abb. 3: Schema des Vergleichsflächenverfahrens (ungezäunte Kontrollflächen vs. eingezäunte Flächen).

termining the effects of ungulates for the observation period, the following two differences are formed for each pair of comparison areas: The difference in the values (per indicator) between U and F for each recording year and the difference between these two difference values between the end (B) and the beginning (A) of the respective observation period.

$$\Delta A = U_A - F_A, \Delta B = U_B - F_B, \Delta \Delta = \Delta B - \Delta A \text{ (e.g., } A=1999, B=2019)$$

The effects of the ungulates on the vegetation determined by the fence-control comparison can be positive, negative or insignificant with regard to the achievement of a pre-defined desired anthropogenic benchmark. So, basically, largely differing effects can result. Since, in addition to undesired, also desired effects on forest development can be detected on a comparable scale, a neutral, mutually open approach is created, which enables a balance of positive and negative ungulate influence in terms of human targets. Positive functions of ungulates in forest ecosystems can be, for example, the spread of seeds and the penetration of plant seeds into the soil, the browsing of competing vegetation from desired tree species, the change in germination conditions through the production of excrement and nutrient redistribution (REIMOSER 2002). The value-neutral ecological effects of ungulates within forest ecosystems, and the valuation (positive or negative) of ungulate impacts on human targets should be clearly separated (see below step 1 and step 2).

Due to the special framework conditions for national parks (IUCN Category II), conventional approaches assessing damages of ungulates to forest vegetation, such as those used in managed forests, cannot be used appropriately. Alternative ways of assessing the influence of herbivores on vegetation, which are compliant with the national parks' predefined targets and guidelines, are required, which make it possible to objectively determine the necessity and extent of regulation of ungulate populations in national parks, in the case of anthropogenically disturbed plant-herbivore interactions (REIMOSER 2001, 2002).

In addition to these considerations on tolerance limits of herbivore-plant interactions within protected areas that include forest cover, the avoidance of economically unacceptable game damage in the vicinity of the protected area can be of decisive importance. Such game damages outside protected areas, caused by ungulates partly living in the protected area (e.g. during the hunting season in the vicinity of the park) and partly living outside the park (e.g. when hunting season is closed there), can be decisive for the necessity and extent of a regulation of ungulate populations through ungulate shooting in the protected area too.

The legal framework (NÖ Nationalparkgesetz, LGBl, 5505-0) and management plan (NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH, 2019) for the Donau-Auen National Park comprise the following basic targets: Wild autochthonous ungulate species have the same protective status in the park as autochthonous plant species and forest communities. One of the goals of national park management is to promote and maintain natural forest vegetation in the park. The following criteria define the acceptable impact load from ungulates on the national park's vegetation: (1) No ungulate-related changes in the development and regeneration of the forest communities in their typical structure and species combination (i.e. sustainable seed production through sufficient seed trees) on at least approx. 50 % of the forest area in the national park (benchmark); the remaining area may be redesigned by the ungulates, which can result in a higher biodiversity on the entire park. (2) No permanent reduction in the local species diversity of autochthonous woody plants by ungulates in

the national park. (3) A natural regeneration of the forest should be possible in the course of each forest generation.

The evaluation is carried out according to a standardized procedure that is also used in other countries and national parks (REIMOSER et al. 1999, REIMOSER 2002). The evaluation and presentation of results are divided into three steps:

Step 1: “Value-neutral” representation of the effects of ungulates for all tree and shrub species by comparison of unfenced areas and fenced areas (U-Z).

Step 2: Contrasting the determined ungulate effects (U-Z) against regeneration benchmarks (Tab. 2), by comparing the actual situation with the area-specific benchmark values. This evaluation step also enables a better comparison with areas used for forestry, in which the effects of ungulates on forest development are assessed using the same method (comparison-areas method) with regard to the development of game damage and game benefit by means of a target-actual comparison. In contrast to forests used for forestry purposes, the economic component of damage caused by ungulates to the forest is not relevant in the national park. Nevertheless, it can be interesting to compare the effects of ungulates in order to assess the differences in ungulate impact compared with managed forests. The terms “damage” and “benefit”, deriving from ungulate are oriented towards achieving a forest regeneration goal and they are not relevant for the national park, but are useful for comparison.

The classification “benchmark not reached” (BM-) applies if the benchmark is not achieved due to ungulate impacts (comparison of the forest development on the unfenced area with the ungulate-proof fenced area) for at least one indicator (Tab. 2). Correspondingly, “benchmark reached” (BM+) applies if the reference value is reached for at least one indicator due to the influence of ungulates or if there is an additional increase in height in a key tree species of at least 3 height classes due to ungulate impact (e.g., due to browsing by competitive vegetation).

Step 3: Representation of the **influence of ungulates on the biodiversity of tree and shrub species** using four biodiversity indices (Richness, Shannon, Evenness, Gini-Simpson; MÜHLENBERG 1993, SUPRIATNA 2018). Undesirable neophytes are not taken into account (ashleaf maple, silver maple, black locust, tree of heaven, hybrid poplar, balsam poplar, black walnut, American ash, douglas fir).

(1) Richness: number of species

(2) Shannon index: Takes into account both the number of species and their abundance (number of individuals per species), maximum value depending on population size (Danau-Auen National Park, when calculating according to the mean value from comparison areas at approx. 2, for the entire survey area at 3)

(3) Evenness: Quotient of the Shannon index and the maximum Shannon index value, is a measure of the distribution of individuals in a population (between 0 and 1)

(4) Gini-Simpson index: expresses the probability that two individuals selected at random from all individuals in a recording belong to a different species (between 0 and 1)

The surveys are carried out by specially trained survey teams. The collected data are entered and evaluated in a standardized form (WIKOSYS 9.4, cf. REIMOSER 2002, REIMOSER & REIMOSER 1997, 2003, REIMOSER et al. 2014).

Tab. 2: Test criteria (indicators) with specific benchmarks for the forest regeneration in the Donau-Auen National Park. – Tab. 2: Prüfkriterien (Indikatoren) mit den spezifischen Richtwerten für die Waldverjüngung im National Park Donau-Auen.

Indicator		Benchmark ¹
N	Regeneration density of trees	≥ 2000 trees/ha (1,000 trees/ha for xeric alluvial biotope)
M	Mixture type of trees	Typical tree species of the 2 mixture types (softwood, hardwood, see below) present with ≥20 % of regeneration density (N), in which these tree species can be substituted for one another. <i>Softwood</i> : autochthonous willows, alders, poplars, ash species <i>Hardwood</i> : autochthonous elms, oaks, maple, linden, ash species
K	Key tree species	<i>Softwood</i> : each ≥5 % of regeneration density (N) of autochthonous willows, alders and poplars (each if they occur). <i>Hardwood</i> : each ≥5 % of autochthonous elms, oaks, maple, linden, ash (each if they occur). <i>Special sites</i> : individual target tree species (justification); e.g. xeric alluvial biotope
S	Number of tree species	≥ 4 species (without neophytes ⁴), (1 species for xeric alluvial biotope)
H	Height increment of trees²	Difference >2 height classes ³
V	Shrub volume index	≥ 600 m ³ /ha equivalent (only for xeric alluvial biotope)
Z	Number of shrub species	Difference >1 species (only for xeric alluvial biotope)

¹ depending on the natural forest community

² recorded for the highest tree individual per species in regeneration and per survey period, respectively

³ height classes: -10cm, 11–25, 26–40, 41–70, 71–100, 101–130, 131–160, 161–200, 201–250, 251–300, 301–350, 351–400, 401–450, ... cm (no upper height limit)

⁴ Ashleaf maple, silver-maple, black locust, tree of heaven, American ash, hybrid and balsam poplar, black walnut

Results

The effects of ungulates on the development of young forests are shown by comparing the forest development on sample areas with ungulate influence (unfenced areas - U) with the development on sample areas without ungulate influence (fenced areas - F). The two comparison-area series (1999–2019 and 2011–2020) were each established on areas with the beginning of forest regeneration. The 1st series shows the effects of ungulates as they resulted from the ecological constellation of forest vegetation and ungulate occurrence 12 years before the constellation at the beginning of the 2nd series. This enables a long-term comparison of the development of the ungulate impact on the forest in the national park.

In the first series (1999–2019, 70 comparison pairs), 25 tree species and 17 shrub species were recorded in the first survey (1999). In the last survey after 20 years (2019) there were 22 tree species and 18 shrub species. In the 2nd series (2011–2020, 54 comparison pairs) there were initially (2011) 25 tree and 19 shrub species, and after 9 years (2020) 27 tree and 18 shrub species.

The mean regeneration density of young trees from all sample areas (sum of all tree-height classes including tree seedlings) was around 31,100 individuals per hectare at the beginning of the 1st series (1999). In the following year the density rose to around 44,800 trees/ha and then decreased. At the beginning of the 2nd series (2011) the regeneration density

was around 44,100 trees/ha and decreased in the following years. At the beginning of each series, there were only minor differences in the forest regeneration density between the unfenced areas and the fenced areas. The total number of trees in regeneration was only recorded in the initial phase of the series. Later, only the (maximum) six tallest trees of each tree species ("upper height trees" - UH), which are primarily relevant for further forest development (NOPP et al. 2020), were surveyed on each sample area; individual trees were not marked, so other trees could be in the upper height classes in each census.

At the beginning of the 1st series (1999) the corresponding averaged UH-tree number was 4,755 trees/ha, in the 2nd series (2011) 5,893 young trees/ha. In the last survey of both series (2019 and 2020), the tree number had already decreased significantly reflecting the typical pattern of declining tree numbers in advanced forest regeneration with higher trees, particularly in the 1st series after 20 years (Tab. 3, 4; Fig. 4, 5).

From the 1st series of comparison areas (1999–2019), 84 % of the fenced areas and 50 % of the unfenced areas have reached the thicket stage (trees/shrubs >2 m height); maximum height of trees was 16 meters on the fenced and 14 meters on the unfenced areas, shrubs up to 9 meters on both fenced and unfenced areas. From the 2nd series (2011–2020), 76 % of the fenced areas and 37 % of the unfenced areas were already in the thicket stage; the maximum height of fenced trees was 9 m, of unfenced trees 8 m, shrubs reached up to 9 m on the fenced areas and 8 m on the unfenced areas.

Impact of ungulates on tree species

Regeneration densities, tree species composition, tree height development

The forest regeneration densities (tree numbers of the upper-height trees – UH) and the tree species composition, separated into four tree-height classes (up to 25cm, 26–100cm, 101–200cm, >200 cm) and according to fenced (F) and unfenced area (U) for the two series, each for the first (1999, 2011) and the last survey (2019, 2020) are shown in Tables 3a, 3b and 4a, 4b. The project report for the Donau-Auen National Park contains a detailed long-term evaluation of all surveys (REIMOSER & REIMOSER 2021).

In the 1st series, the mean number of the UH-trees per hectare after 20 years of ungulate impact (2019) on the unfenced comparison areas (U) was 3,080 trees/ha; there were 21 tree species; field maple dominated, followed by ash and sycamore maple (Tab. 3b, Fig. 4a). When the ungulates on the fenced areas (F) were excluded, the mean UH-tree number was 2,929 trees/ha; there were 19 species; field maple also dominated, followed by sycamore maple and ash (Tab. 3b, Fig. 4a). If only the trees over 2 meters high are taken into account, a clear influence of ungulates can be seen, which delays the height development of the trees on the U-plots. While after 20 years an average of 2,340 young trees per hectare reached a height of more than 2 meters within the fence, so far there have been only 771 trees/ha on the unfenced area (Tab. 3b, Fig. 4b). Crab apple, bird cherry and tree of heaven only reached heights of over 2 meters within the fence.

In the 2nd series, the mean number of UH-trees per hectare after 9 years of ungulate influence (2020) on the U-plots was 4,715 trees /ha; there were 22 tree species; as in the first series, field maple dominated (30.4 %), followed by ash (21.6%) and sycamore maple (13.7 %, Tab. 4b, Fig. 5a). When ungulates were excluded (F-plots), the mean UH-tree number was 4,581 trees/ha; there were 26 species; field maple dominated (36.1 %), followed by elm

(13.3 %, *Ulmus laevis* + *Ulmus minor*) and ash (13.1 %). While an average of 1,808 young trees per hectare reached a height of over 2 meters within the fence after 9 years, on the U-area it were only 600 trees/ha (Tab. 4b, Fig. 5b). Norway maple, American ash, black locust, oak (*Quercus robur* + *Quercus cerris*), beech, hornbeam, crab apple and bird cherry reached heights of over 2 meters only within the fence. Tree of heaven reached a height of over 2 m only outside the fence (Tab. 4b).

The ungulate impact on the development of tree species can be seen primarily from the comparison of the ingrowth into the higher tree-height classes, which results from the first to the last survey. Distinctly more trees have grown into the height class over 200 cm on the F-plots than on the U-plots. Overall, the ingrowth of trees in the upper tree-height class on the U-area was changed, mostly delayed, by the impact of the ungulates; depending on the tree species, there were different effects (Tabs. 3a and b, Tabs. 4a and b).

Tab. 3a: 1st series, first survey (1999). Tree species composition in percentage of UH-tree number per hectare (UH = 6 highest trees per species) in the 4 tree-height classes and over all height classes (Total) and stem density of UH trees (UH-trees/ha); order of species according to total U+F, U=unfenced area, F=fenced area. – Tab. 3a: 1. Serie, erste Erhebung (1999). Baumartenzusammensetzung in Stammzahlprozent der Oberhöhenbäumchen je Hektar (6 höchste Bäume je Art) nach 4 Baumhöhenklassen und über alle Höhenklassen hinweg (Total) sowie Stammzahldichte der Oberhöhenbäumchen (UH-trees/ha); Reihenfolge der Arten nach gesamt U+F, U=ungezäunte Fläche, F=Zaunfläche.

Tree species	1–25 cm		26–100 cm		101–200 cm		> 200 cm		Total		
	U	F	U	F	U	Z	U	F	U	F	U+F
Field maple, <i>Acer campestre</i>	32,2	26,5	31,0	31,4	12,7	16,8	29,4	12,5	29,9	28,8	29,4
Ash, <i>Fraxinus excelsior</i>	26,5	17,3	26,0	26,8	25,4	24,1	35,3	0,0	26,3	24,4	25,3
Syc. maple, <i>Acer pseudoplatanus</i>	11,3	12,3	8,3	7,9	4,8	8,5	0,0	0,0	8,7	8,7	8,7
Elms, <i>Ulmus laevis</i> , <i>U. minor</i>	4,4	9,3	9,0	7,9	3,2	9,7	0,0	0,0	7,2	8,3	7,7
White poplar, <i>Populus alba</i>	0,4	1,2	7,4	6,8	9,5	10,8	0,0	0,0	5,5	6,0	5,8
Walnut, <i>Juglans regia</i>	0,4	1,2	3,3	3,8	14,3	15,7	0,0	0,0	3,3	4,4	3,9
Bird cherry, <i>Prunus padus</i>	4,8	5,6	3,0	3,0	3,2	7,3	0,0	0,0	3,4	3,9	3,7
Black locust, <i>Robinia pseudoac.</i>	0,0	1,2	1,8	3,4	23,8	6,0	11,8	49,9	3,2	3,7	3,4
Ashleaf maple, <i>Acer negundo</i>	3,0	2,5	3,0	2,5	3,2	0,0	0,0	0,0	2,9	2,2	2,6
Norway maple, <i>Acer platanoides</i>	5,7	5,0	1,3	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	2,0	2,2
Lime, <i>Thilia cordata</i> , <i>T. platyp.</i>	1,3	1,8	2,2	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	1,1	1,4
Black poplar, <i>Populus nigra</i>	0,0	0,0	1,1	1,1	0,0	0,0	23,5	37,6	1,2	1,1	1,1
Sweet cherry, <i>Prunus avium</i>	1,7	2,5	0,4	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,1	0,9
Crab apple, <i>Malus sylvestris</i>	1,7	2,5	0,4	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,0	0,8
Hornbeam, <i>Carpinus betulus</i>	1,7	2,5	0,9	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,6	0,8
Red pine, <i>Pinus sylvestris</i>	2,6	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,7	0,7
Tree of heaven, <i>Ailanthus altiss.</i>	2,2	0,6	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,4	0,5
Wild pear, <i>Pyrus pyraster</i>	0,0	3,7	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,9	0,5
Oaks, <i>Quercus robur</i> , <i>Q. cerris</i>	0,0	0,6	0,4	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,5	0,4
Willow sp., <i>Salix sp.</i>	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1
Grey alder, <i>Alnus incana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
Black walnut, <i>Juglans nigra</i>	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
Deciduous trees	97,4	96,3	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	99,3	99,3	99,3
Conifers	2,6	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,7	0,7
TOTAL	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
UH-trees/ha	1314	924	3097	3200	360	473	97	46	4868	4642	4755
Ratio U/F	1,42		0,97		0,76		2,12		1,05		

Tab. 3b: 1st series, last survey (2019). Tree species composition in percentage of UH-tree number per hectare (UH = 6 highest trees per species) in the 4 tree-height classes and over all height classes (Total) and stem density of UH trees (UH-trees/ha); order of species according to total U+F, U = unfenced area, F = fenced area. – Tab. 3b: 1. Serie, letzte Erhebung (2019). Baumartenzusammensetzung in Stammzahlprozent der Oberhöhenbäumchen je Hektar (6 höchste Bäume je Art) nach 4 Baumhöhenklassen und über alle Höhenklassen hinweg (Total) sowie Stammzahldichte der Oberhöhenbäumchen (UH-trees/ha); Reihenfolge der Arten nach gesamt U+F, U = ungezäunte Fläche, F = Zaunfläche.

Tree species	1–25 cm		26–100 cm		101–200 cm		> 200 cm		Total		
	U	F	U	F	U	Z	U	F	U	F	U+F
Field maple, <i>Acer campestre</i>	45,8	59,8	35,1	30,3	37,3	33,4	36,3	45,4	37,3	42,9	40,0
Ash, <i>Fraxinus excelsior</i>	12,5	0,0	22,1	3,8	18,2	4,5	15,6	9,3	18,4	8,2	13,4
Syc. maple, <i>Acer pseudoplatanus</i>	20,8	40,2	9,5	15,1	7,3	6,6	15,6	10,0	12,1	10,5	11,3
Elms, <i>Ulmus laevis</i> , <i>U. minor</i>	6,9	0,0	6,3	3,8	20,0	11,1	0,7	8,1	7,8	7,8	7,8
White poplar, <i>Populus alba</i>	8,3	0,0	16,7	24,5	4,5	0,0	3,0	2,0	9,6	4,1	6,9
Bird cherry, <i>Prunus padus</i>	0,0	0,0	0,5	11,3	0,0	20,0	3,0	8,3	0,9	9,6	5,1
Walnut, <i>Juglans regia</i>	0,0	0,0	2,3	1,9	7,3	6,6	9,6	3,4	4,8	3,5	4,2
Norway maple, <i>Acer platanoides</i>	1,4	0,0	3,2	0,0	0,0	4,5	0,7	4,2	1,7	3,7	2,7
Lime, <i>Tilia cordata</i> , <i>T. platyp.</i>	0,0	0,0	0,0	1,9	4,5	0,0	5,9	2,4	2,4	2,1	2,3
Black locust, <i>Robinia pseudoac.</i>	0,0	0,0	0,0	5,7	0,0	0,0	2,2	3,2	0,6	3,1	1,8
Ashleaf maple, <i>Acer negundo</i>	1,4	0,0	0,5	0,0	0,0	2,2	5,9	1,5	1,9	1,4	1,6
Sweet cherry, <i>Prunus avium</i>	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	11,1	0,0	1,2	0,4	2,0	1,1
Bird cherry, <i>Prunus padus</i>	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,7	0,4	0,6
Tree of heaven, <i>Ailanthus altiss.</i>	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,4	0,4	0,4
Hornbeam, <i>Carpinus betulus</i>	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,7	0,2	0,4	0,2	0,3
Oaks, <i>Quercus robur</i> , <i>Q. cerris</i>	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,2
Chestnut, <i>Aesculus hippocastan.</i>	0,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1
Wild pear, <i>Pyrus pyraster</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,2	0,0	0,1
Americ. ash, <i>Fraxinus americana</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1
Deciduous trees	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Conifers	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TOTAL	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
UH-trees/ha	411	29	1268	303	629	257	771	2340	3080	2929	3004
Ratio U/F	14,34		4,18		2,45		0,33		1,05		

Tab. 4a: 2nd series, first survey (2011). Tree species composition in percentage of UH-tree number per hectare (UH = 6 highest trees per species) in the 4 tree-height classes and over all height classes (Total) and stem density of UH trees (UH-trees/ha); order of species according to total U+F, U = unfenced area, F = fenced area. – Tab. 4a: 2. Serie, erste Erhebung (2011). Baumartenzusammensetzung in Stammzahlprozent der Oberhöhenbäumchen je Hektar (6 höchste Bäume je Art) nach 4 Baumhöhenklassen und über alle Höhenklassen hinweg (Total) sowie Stammzahldichte der Oberhöhenbäumchen (UH-trees/ha); Reihenfolge der Arten nach gesamt U+F, U = ungezäunte Fläche, F = Zaunfläche.

Tree species	1–25 cm		26–100 cm		101–200 cm		> 200 cm		Total		
	U	F	U	F	U	Z	U	F	U	F	U+F
Field maple, <i>Acer campestre</i>	28,6	33,9	22,9	24,2	24,0	10,4	0,0	0,0	24,8	25,2	25,0
Ash, <i>Fraxinus excelsior</i>	27,4	18,0	25,5	23,3	10,0	26,9	0,0	100,0	25,1	22,6	23,8
Syc. maple, <i>Acer pseudoplatanus</i>	13,3	14,2	13,1	12,4	2,0	3,0	0,0	0,0	12,4	12,0	12,2
White poplar, <i>Populus alba</i>	5,2	6,0	13,9	13,6	20,0	10,4	0,0	0,0	11,5	11,6	11,6
Elms, <i>Ulmus laevis</i> , <i>U. minor</i>	8,5	2,2	6,3	8,0	30,0	34,3	0,0	0,0	8,5	8,9	8,7
Walnut, <i>Juglans regia</i>	0,8	6,6	3,1	3,1	2,0	0,0	0,0	0,0	2,3	3,6	3,0

Tree species	1–25 cm		26–100 cm		101–200 cm		> 200 cm		Total		
	U	F	U	F	U	Z	U	F	U	F	U+F
Bird cherry, <i>Prunus padus</i>	2,8	1,7	2,5	2,6	2,0	1,5	0,0	0,0	2,5	2,3	2,4
Ashleaf maple, <i>Acer negundo</i>	1,2	0,6	3,1	2,2	4,0	4,5	0,0	0,0	2,5	2,0	2,3
Norway maple, <i>Acer platanoides</i>	4,4	1,1	0,8	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	2,5	2,2
Hornbeam, <i>Carpinus betulus</i>	1,2	2,2	1,6	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	2,1	1,8
Tree of heaven, <i>Ailanthus altiss</i>	0,0	2,7	2,5	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	1,7	1,6
American ash, <i>Fraxinus americ.</i>	0,0	0,0	1,0	1,3	2,0	7,5	0,0	0,0	0,8	1,5	1,1
Oaks, <i>Quercus robur</i> , <i>Q. cerris</i>	0,4	4,4	1,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	1,3	1,1
Beech, <i>Fagus sylvatica</i>	1,7	3,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,8	0,8
Lime, <i>Thilia cordata</i> , <i>T. platyp.</i>	2,0	0,6	0,2	0,4	2,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,4	0,6
Sweet cherry, <i>Prunus avium</i>	1,6	2,2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,6	0,6
Black locust, <i>Robinia pseudoac.</i>	0,0	0,6	0,6	0,6	2,0	1,5	0,0	0,0	0,5	0,6	0,6
Black poplar, <i>Populus nigra</i>	0,4	0,0	1,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,1	0,4
Crab apple, <i>Malus sylvestris</i>	0,4	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,3
Black walnut, <i>Juglans nigra</i>	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1
Wild pear, <i>Pyrus pyraster</i>	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
Deciduous trees	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Conifers	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
TOTAL	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
UH-trees/ha	1838	1358	3632	4075	370	497	0	15	5841	5945	5893
Ratio U/F	1,35		0,89		0,75		0,00		0,98		

Tab. 4b: 2nd series, last survey (2020). Tree species composition in percentage of UH-tree number per hectare (UH = 6 highest trees per species) in the 4 tree-height classes and over all height classes (Total) and stem density of UH trees (UH-trees/ha); order of species according to total U+F, U=unfenced area, F=fenced area. – Tab. 4b: 2. Serie, letzte Erhebung (2020). Baumartenzusammensetzung in Stammzahlprozent der Oberhöhenbäumchen je Hektar (6 höchste Bäume je Art) nach 4 Baumhöhenklassen und über alle Höhenklassen hinweg (Total) sowie Stammzahldichte der Oberhöhenbäumchen (UH-trees/ha); Reihenfolge der Arten nach gesamt U+F, U=ungezäunte Fläche, F=Zaunfläche.

Tree species	1–25 cm		26–100 cm		101–200 cm		> 200 cm		Total		
	U	F	U	F	U	F	U	F	U	F	U+F
Field maple, <i>Acer campestre</i>	53,9	55,0	26,1	31,6	28,2	34,2	29,6	38,9	30,4	36,1	33,2
Ash, <i>Fraxinus excelsior</i>	16,7	15,0	28,1	20,3	14,5	17,4	8,6	4,9	21,6	13,1	17,4
Syc. maple, <i>Acer pseudoplatanus</i>	12,8	5,0	9,3	13,3	22,6	12,2	19,8	7,4	13,7	10,4	12,0
Elms, <i>Ulmus laevis</i> , <i>U. minor</i>	2,6	15,0	8,8	8,2	5,6	7,7	19,8	20,9	8,8	13,3	11,0
Bird cherry, <i>Prunus padus</i>	3,9	0,0	5,4	5,7	4,8	6,1	1,2	8,6	4,6	6,8	5,7
Silver poplar, <i>Populus alba</i>	3,9	0,0	5,7	5,1	8,9	3,1	8,6	2,5	6,4	3,2	4,9
Walnut, <i>Juglans regia</i>	0,0	5,0	2,3	6,3	8,1	4,1	4,9	2,9	3,5	4,2	3,8
Norway maple, <i>Acer platanoides</i>	0,0	0,0	2,3	0,6	0,8	3,6	0,0	0,8	1,4	1,6	1,5
American ash, <i>Fraxinus americ.</i>	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	1,5	0,0	3,7	0,9	1,9	1,4
Ashleaf maple, <i>Acer negundo</i>	0,0	0,0	1,7	0,6	0,8	2,6	0,0	1,6	1,1	1,6	1,4
Tree of heaven, <i>Ailanthus altiss</i>	0,0	0,0	1,4	0,6	1,6	0,0	7,4	0,0	2,0	0,2	1,1
Beech, <i>Fagus sylvatica</i>	0,0	0,0	1,5	3,2	0,8	0,5	0,0	0,0	1,0	1,0	1,0
Black locust, <i>Robinia pseudoac.</i>	1,3	0,0	1,4	0,6	0,8	0,0	0,0	2,9	1,1	1,3	1,2
Lime, <i>Thilia cordata</i> , <i>T. platyp.</i>	2,6	0,0	1,7	0,6	0,0	0,5	0,0	0,0	1,3	0,3	0,8
Oaks, <i>Quercus robur</i> , <i>Q. cerris</i>	1,3	5,0	0,9	1,3	0,0	1,0	0,0	0,4	0,6	1,0	0,8
Hornbeam, <i>Carpinus betulus</i>	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	2,0	0,0	1,6	0,2	1,3	0,7
Crab apple, <i>Malus sylvestris</i>	1,3	0,0	0,9	0,6	0,0	1,5	0,0	0,4	0,6	0,8	0,7
Sweet cherry, <i>Prunus avium</i>	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,3	0,7	0,5

Tree species	1–25 cm		26–100 cm		101–200 cm		> 200 cm		Total		
	U	F	U	F	U	F	U	F	U	F	U+F
Wild pear, <i>Pyrus pyraster</i>	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,5	0,0	0,4	0,2	0,3	0,2
Black poplar, <i>Populus nigra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,2
Prunus sp.	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,2
Red pine, <i>Pinus sylvestris</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,2	0,1
Yew, <i>Taxus baccata</i>	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1
Black pine, <i>Pinus nigra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1
Deciduous trees	100,0	100,0	100,0	99,4	100,0	99,5	100,0	99,6	100,0	99,5	99,8
Conifers	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5	0,0	0,4	0,0	0,5	0,2
TOTAL	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
UH-trees/ha	578	148	2618	1173	919	1453	600	1808	4715	4581	4648
Ratio U/F	3,90		2,23		0,63		0,33		1,03		

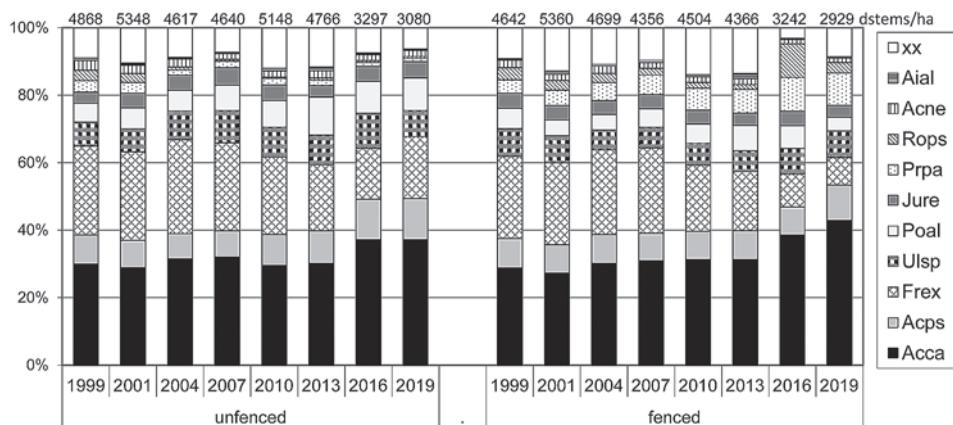


Fig. 4a: 1st series (1999–2019), **all height classes**. Tree species proportions (% of tree number) and UH-tree number per hectare (figures above columns); unfenced area (left) and fenced area (right). Acca=*Acer camp.*, Acps=*Acer pseudop.*, Frex=*Fraxinus exc.*, Ulsp=*Ulmus spp.*, Poal=*Populus alba*, Jure=*Juglans regia*, Prpa=*Prunus padua*, Rops=*Robinia pseudoac.*, Acne=*Acer negundo*, Aial=*Ailanthus altissima*, Fram=*Fraxinus americ.*, xx=other tree species. – Abb. 4a: 1. Serie (1999–2019), alle Höhenklassen. Baumartenanteile (in %) und Oberhöhenstämmchen/ha (Ziffern oberhalb Säulen); ungezähnt (links) und gezählt (rechts).

Constancy of tree species occurrence

1st series (1999–2019): In the last survey of the 1st comparison-area series (2019), field maple occurred in 76 % of the comparison pairs (Tab. 5). This tree species was the most frequently occurring species in the forest regeneration of the Donau-Auen National Park. Next frequent was ash with 46 %, followed by elm (41 %), sycamore maple (36 %), walnut (26 %), bird cherry (24 %), white poplar (21 %), crab apple (13 %), Norway maple and black locust (11 % each). The other tree species are found on less than 10 % of the comparison areas (Tab. 5). What is striking is the relatively high constancy of the occurrence of elm, walnut and bird cherry in comparison to their low proportion of tree numbers (<8 %). These tree species are therefore very scattered. On 7 areas (10 % of the comparison pairs) there was no young-tree growth, only shrubs were represented. In the first survey

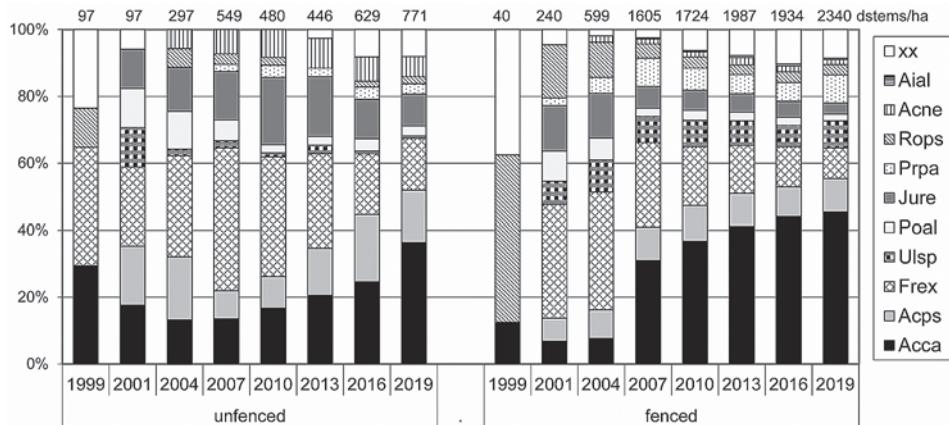


Fig. 4b: 1st series (1999–2019), **height classes >200cm**. Tree species proportions (% of tree number) and UH-tree number per hectare (figures above columns); unfenced area (left) and fenced area (right). Names of species see Fig. 4a. – Abb. 4b: 1. Serie (1999–2019), **Höhenklassen >200cm**, Baumartenanteile (in %) und Oberhöhenstämmchen/ha (Ziffern oberhalb Säulen); ungezäunt (links) und gezäunt (rechts). Baumarten siehe Abb. 4a.

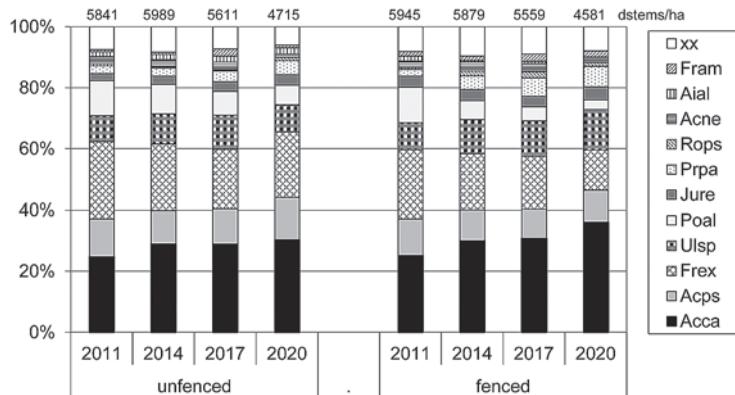


Fig. 5a: 2nd series (2011–2020), **all height classes**. Tree species proportions (% of tree number) and UH-tree number per hectare (dstems/ha; figures above columns); unfenced area (left), fenced area (right). Names of species see Fig. 4a. – Abb. 5a: 2. Serie (2011–2020), **alle Höhenklassen**, Baumartenanteile (in %) und Oberhöhenstämmchen/ha (Ziffern oberhalb Säulen); ungezäunt (links) und gezäunt (rechts). Baumarten siehe Abb. 4a.

(1999), 10 areas (14 % of the area pairs) were without young trees. In 1999 the constancy of field maple was much lower than in 2019, while the constancy of ash was much higher (Tab. 5). Tree species for which the impact of ungulates (U) showed clear advantages over ungulate exclusion (F) after 20 years were ash, white poplar, walnut and oak. Tree species for which the influence of ungulates (U) showed clear disadvantages compared to the exclusion of ungulates (F) were field maple, bird cherry, ashleaf maple, black locust and crab apple (Tab. 5). If ungulates are excluded by the fence, the trees are not browsed, but the lack of (selective) browsing and the faster height development of competitive tree species can result in disadvantages for less competitive tree species, mainly due to lack of light and competition for space.

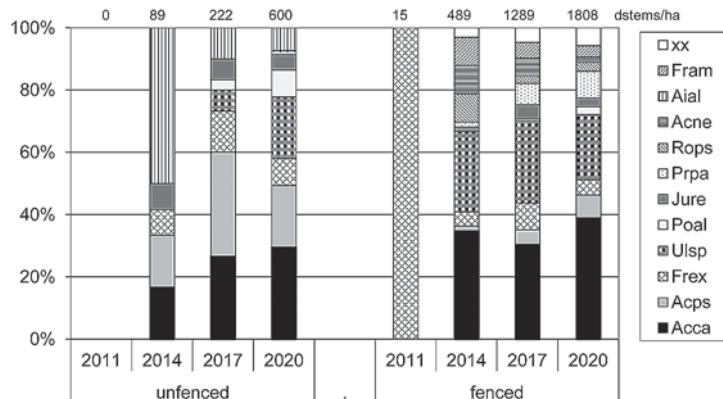


Fig. 5b: 2nd series (2011–2020), **height classes >200cm**. Tree species proportions (% of tree number) and UH-tree number per hectare (dstems/ha; figures above columns); unfenced area (left), fenced area (right). Names of species see Fig. 4a. – Abb. 5b: 2. Serie (2011–2020), **Höhenklassen >200cm**, Baumartenanteile (in %) und Oberhöhenstämmchen/ha (Ziffern oberhalb Säulen); ungezäunt (links) und gezaunt (rechts). Baumarten siehe Abb. 4a.

2nd series (1999–2019): In the last survey of the 2nd comparison-area series (2020) field maple occurred in 78 % of the comparison pairs (Tab. 5). This tree species was also the most frequently occurring species in the second series. In second place was the ash with 69 %, followed by elm (50 %), walnut (41 %), sycamore maple and bird cherry (39 % each), and white poplar (32 %), lime (13 %), and tree of heaven (11 %). The other tree species were found on less than 10 % of the comparison areas (Tab. 5). Also noticeable in the 2nd series was the relatively high constancy of the occurrence of walnut (41 %) and bird cherry (39 %) in comparison to their low proportion of tree numbers (<6 %, Tab. 4). These tree species are therefore very scattered. On one area (2 % of the comparison pairs) there was no young-tree growth, only shrubs were represented. In the first survey (2011), 2 areas (4 % of the area pairs) were without young trees. In 2011, the constancy of bird cherry and walnut was much lower than in 2020, while the constancy of ash, white poplar, Norway maple, ashleaf maple and hornbeam was much higher (Tab. 5). Tree species for which the influence of ungulates (U) showed clear advantages over ungulate exclusion (F) after 9 years were ash and white poplar, which also showed the same tendency in the first series, as well as tree of heaven. Tree species for which the influence of ungulates (U) showed significant disadvantages compared to ungulate exclusion (F) were up to now only the hornbeam (Tab. 5).

Browsing intensity on trees

To assess the browsing intensity, the terminal shoots of the 6 tallest trees of each species on the unfenced area are used. For the comparison of the development of the browsing pressure, trees under 11 cm high and over 130 cm are not taken into account in this evaluation step in order to determine the current browsing pressure in the preferred tree-height classes that are (still) reachable for top-twigs browsing. The previous year's browsing (%), multiple browsing (%), and browsing index are used as indicators.

(i) Previous year browsing percentage (B_j) = proportion of trees (%) with browsing on the last leading shoot that was exposed to game for a whole year (annual browsing).

Tab. 5: Tree species constancy (% of the comparison areas with species occurrence), 1st series (70 area pairs), first survey 1999 and last survey 2019; as well as 2nd series (54 area pairs) first survey 2011 and last survey 2020; U = unfenced area, F = fenced area. – Tab. 5: Baumartenstetigkeit (% der Vergleichsflächen mit Vorkommen), 1. Serie (70 Flächenpaare), Ersterhebung 1999 und letzte Erhebung 2019; sowie 2. Serie (54 Flächenpaare), Ersterhebung 2011 und letzte Erhebung 2020.

Tree species	1. Series						2. Series					
	1. Survey 1999			8. Survey 2019			1. Survey 2011			4. Survey 2020		
	U	F	Σ	U	F	Σ	U	F	Σ	U	F	Σ
Field maple	66	61	67	66	69	76	74	78	80	70	74	78
Ash	63	63	67	39	29	46	74	74	83	61	43	69
Sycamore maple	29	24	34	27	26	36	33	35	39	33	32	39
Elm	31	29	43	27	27	41	35	35	46	33	37	50
White poplar	20	19	24	20	10	21	44	41	48	28	13	32
Bird cherry	13	21	24	4	24	24	13	24	26	19	32	39
Walnut	19	20	24	21	16	26	20	28	35	22	28	41
Norway maple	6	7	9	9	10	11	9	11	13	4	6	6
Oaks	3	3	6	3	0	3	4	7	7	6	9	9
Lime	6	4	7	4	4	6	9	6	11	9	4	13
American Ash				1	0	1	2	6	6	2	4	4
Ashleaf maple	11	7	13	4	4	7	15	11	17	6	6	9
Tree of heaven	4	4	7	3	3	6	4	6	6	9	2	11
Black locust	9	11	13	3	10	11	2	6	6	4	4	7
Crab apple	7	6	10	3	11	13	2	2	4	4	6	7
Hornbeam	3	6	7	3	1	3	9	7	11	2	4	4
Sweet cherry							4	4	6	2	4	4
Wild pear	1	3	4	1	0	1	0	2	2	2	2	2
Beech							2	2	2	2	2	2
Black poplar	3	3	3				4	2	4	2	0	2
Prunus sp.	6	6	7	4	1	4				0	2	2
Red pine	1	1	1							0	2	2
Black pine										0	2	2
Yew										0	2	2
Black walnut	0	1	1				2	0	2			
Chestnut				0	1	1						
Willow sp.	3	0	3									
Grey alder	0	1	1									

(ii) Multiple browsing percentage = proportion of trees (%) on which more than one leading shoot was browsed within the last 3 years.

(iii) Browsing index (BI) = multiple browsing percentage plus 50 % of the single browsing percentage (single browsing percentage = proportion of trees (%) with one leading shoot browsed within the last 3 years). The BI is used in the assessment of the impact of ungulates as an additional auxiliary indicator for the indicator of height increase, which can be expected to result in a lasting loss of height increase if browsing frequency remains constant (critical BI for deciduous tree species = 70, Tab. 2).

1st series (1999–2019): Taking into account the tree-height classes between 11 and 130 cm, the total annual browsing intensity (Bj) for all tree species was 55 % in the first survey (1999), as well as in the second survey (2001). Then it rose to 78 % (2004) and 80 %

(2007). Afterwards it decreased to 70 % (2010), further to 51 % (2013), 43 % (2016) and finally 11 % (2019). The browsing index (BI) showed a similar trend. The number of trees in the 11–130 cm height classes has recently decreased sharply because most trees were either taller after 20 years of growth or had already died due to competition in a lower height class (Tab. 6a).

2nd series (2011–2020): In the 2nd series of comparison areas, the two browsing indicators had a similar upward trend as in the 1st series up to the fourth survey; however, the browsing intensity was at a somewhat lower level (Tab. 6b).

In both series, field maple, Norway maple, ash, elm, oak and hornbeam were mostly much more browsed than sycamore maple, white poplar, walnut and lime (Tab. 6a, 6b).

When comparing the browsing intensity of foreign tree species (neophytes), which are undesirable in the national park, with that of the frequently occurring autochthonous tree species, it was noticeable that there was a selective preference for American ash and the ashleaf maple by the ungulates. The stronger browsing can result in competitive advantages for less intensely browsed tree species. In contrast, tree of heaven was not browsed, and black locust was little browsed, which can give these species competitive advantages over more intensely browsed tree species if no other growth-inhibiting factors (e.g., lack of light) are decisive.

For oak trees, which are characterizing species in the hardwood floodplain, it is interesting, that they are browsed intensely, and can be severely impaired in their height growth. But also without any browsing (fenced area) they have problems to develop, because of a stronger competition through other species (lack of light) within the fence. In the starting phase of regeneration, oaks seem to have an advantage from the ungulates due to their impact on the soil leading to better germinating acorns (cf. Tabs. 3a and b, 4a and b, 5).

Tab. 6a: 1st series. Annual browsing (Bj, tree-number %) and browsing index (BI) on upper-height trees 11–130 cm high on the unfenced area for the 8 surveys (1999–2019); n=number of trees recorded. – Tab. 6a: 1. Serie. Vorjahres-Verbissprozent (Bj) und Verbissindex (BI) an Oberhöhenbäumchen 11–130 cm Höhe auf ungezäunter Fläche für alle 8 Erhebungen (1999–2019); n=Anzahl erfasste Bäume.

Tree species	1999			2001		2004		2007		2010		2013		2016		2019		
	Bj	BI	n	B	BI	B	BI	B	BI	B	BI	B	BI	B	BI	n		
Field maple	64	51	241	64	58	87	79	90	89	78	80	64	63	51	52	19	17	32
Ash	59	48	201	61	53	89	80	88	87	72	73	63	64	49	50	11	11	19
White poplar	18	13	45	12	9	31	19	63	48	67	69	14	12	24	22	18	9	17
Elm	53	47	58	54	48	83	72	88	83	85	85	62	57	61	58	14	18	14
Sycamore maple	55	47	71	58	46	79	76	62	60	43	44	44	39	26	23	0	0	9
Walnut	60	54	25	10	15	21	19	56	69	24	32	30	25	33	28	0	0	7
Norway maple	77	53	17	80	80	100	83	73	64	74	68	26	37	14	7	0	0	5
Prunus sp.	80	60	5	67	50	58	54	100	100	100	100	100	100	0	0	0	0	3
Crab apple	50	58	6	62	62	40	30	13	13	69	70	64	63	0	0	0	0	2
Tree of heaven	0	0	5	0	0	0	0	0	0	25	25	0	0	0	0	0	0	2
Hornbeam	86	79	7	70	70	100	100	50	50	0	0	33	42	0	17	0	0	1
Oaks	100	75	2	30	25	50	25	67	67	33	46	57	36	0	25	0	0	1
Ashleaf maple	33	29	24	74	61	62	58	40	40	100	100	18	18	0	50	0	0	1
Bird cherry	48	46	27	52	44	75	63	100	96	77	69	64	73	33	33	0	0	1

Tree species	1999			2001		2004		2007		2010		2013		2016		2019		
	Bj	BI	n	B	BI	B	BI	B	BI	B	BI	B	BI	B	BI	B	BI	n
Lime	20	17	15	20	20	65	41	48	52	43	43	23	27	0	0			
Black locust	27	10	15	65	56	0	0	100	100	100	50	100	75					
Wild pear	100	50	1	100	83	100	100	0	0	100	50	100	50					
Black poplar	0	0	6	0	0													
Willow sp.	50	50	2															
TOTAL	55	45	773	55	49	78	69	80	78	70	71	51	50	43	43	11	10	114

Tab. 6b: 2nd series. Annual browsing (Bj, tree-number %) and browsing index (BI) on upper-height trees 11–130 cm high on the unfenced area for the 4 surveys (2011–2020); n=number of trees recorded. – Tab. 6b: 2. Serie. Vorjahres-Verbissprozent (Bj) und Verbissindex (BI) an Oberhöhenbäumchen 11–130 cm Höhe auf ungezäunter Fläche für alle 4 Erhebungen (2011–2020); n=Anzahl erfasste Bäume.

Tree species	2011			2014			2017			2020		
	Bj	BI	n	Bj	BI	n	Bj	BI	n	Bj	BI	n
Field maple	63	67	188	55	48	213	75	60	195	83	83	138
Ash	46	56	192	43	41	161	61	47	137	69	64	119
Sycamore maple	19	29	98	48	42	79	59	46	69	53	50	60
Elm	38	63	58	55	43	69	86	74	65	85	83	33
White poplar	18	28	90	27	17	78	70	65	54	64	61	28
Bird cherry	11	22	18	20	33	20	42	23	26	78	67	23
Walnut	6	9	17	5	8	19	13	9	16	15	8	13
Lime	17	42	6	0	33	3	33	50	3	75	63	8
Norway maple	21	18	14	32	34	19	63	18	19	50	75	8
Black locust	0	25	4	33	33	3	0	25	2	100	50	7
Beech	17	17	6	33	25	6	0	0	6	33	25	6
Ashleaf maple	53	71	19	63	55	19	90	63	20	100	83	6
American ash	83	83	6				42	21	12	100	92	6
Tree of heaven	0	0	12	0	0	6	0	0	4	0	0	5
Oaks	71	71	7	70	60	10	89	78	9	100	88	4
Crab apple	50	0	2	75	50	4	50	56	8	100	88	4
Sweet cherry	50	25	2	0	0	2	67	33	3	100	100	2
Hornbeam	55	41	11	58	38	12	67	83	3	100	50	1
Wild pear				0	0	1	100	50	1	100	100	1
Black walnut	0	0	1	0	0	1	0	0	2			
Black poplar	83	42	6									
TOTAL	40	49	757	45	39	725	66	52	654	71	68	472

Other impacts on young trees

Apart from browsing by ungulates, other inhibiting factors on forest regeneration were only noticed relatively rarely (a maximum of 13 % of the total number of trees, 2020, Fig. 6). Fraying by ungulates took place both in the 1st and in the 2nd series in the third survey, each around 4.0 %, which is much higher than in the first two surveys (Fig. 6). This is probably due to the already taller young trees with a higher fraying attractiveness. On the other hand, browsing by mice and hares was found mainly in the first surveys (smaller trees) and in years with an increased incidence of mice (Fig. 6). In 1999 (1st series), severe insect infestation was much more frequent than in the other surveys (Fig. 6). Clematis or hops were found to be inhibiting factors somewhat more often in the 1st series than in the 2nd series. Damage from frost was more pronounced in 2007 (Fig. 6). Ash dieback, which

was only noticed in the 2nd series of comparison areas, was found in 5.7 % of the ash trees in 2014, 10.3 % in 2017 and 21.2 % in 2020. In the last three surveys of the 1st series (2013–2019), after a period of 14–20 years, other inhibiting factors were mainly dying trees due to a lack of light (stand-space competition in the thicket stage).

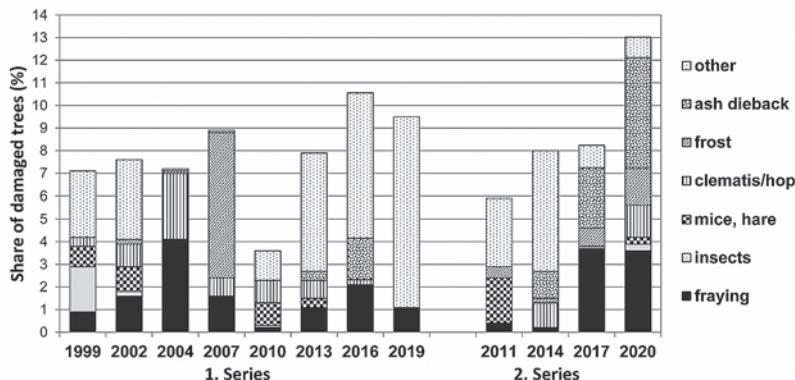


Fig. 6: Other inhibiting factors (tree-number %), 1st series (1999–2019) and 2nd series (2011–2020). – Abb. 6: Weitere Verjüngungshemmnisse (% Bäume), 1 Serie (1999–2019) und 2 Serie (2011–2020).

Impact of ungulates on shrub species

Constancy of shrub-species occurrence

In the 1st series of comparison area (1999–2019), 18 shrub species were found on the 70 pairs of comparison area in 2019; in 1999 there were 17 species (Tab. 7). Dewberry reached the greatest constancy of occurrence. In 2019 it occurred in 79 % of all pairs of comparison area (Tab. 7). Dogwood achieved 71 % constancy, followed by spindle (67 %) and hawthorn (49 %). In the 2nd series, beginning 12 years later (2011–2020), 18 shrub species were found on the 54 pairs of comparison areas in 2020, in 2011 there were 19 species (Tab. 7). The spindle achieved the greatest constancy in 2020 (80 %), followed by dewberry (72 %), hawthorn (65 %), and dogwood (63 %). In the 1st series there were shrubs on all pairs of comparison areas in both 1999 and 2019, in the 2nd series there were no shrubs on 2 pairs (4 %) at the beginning (2011), and in 2020 there were shrubs on all comparison areas.

When calculating the difference in constancy between unfenced and fenced areas (U-F) in the last survey and adjusting this difference by the initial difference in the first survey (see chapter 2.3) for the two comparison series, the following effects of the ungulate impact result (Tab. 7). The shrub species-promoting effects on the constancy of occurrence were found in both series for hazel (1st series +4 percentage points, and 2nd series +11pp), hawthorn (+3pp, +13pp) and dewberry (+21pp +4pp), as well as for alder buckthorn (+6pp, only occurs in the 2nd series, Tab. 7). In contrast, the spread of the shrub species inhibited effects in both series resulted for ivy (-10pp, -11pp), spindle (-9pp, -13pp), elder (-4pp, -4pp) and wayfarer (-1pp, -2pp). For the other shrub species, the ungulate impact had an effect in different directions, depending on the series, or it had no effect on the constancy of occurrence (Tab. 7).

Tab. 7: Constancy of shrub-species occurrence (% of the comparison areas with species occurrence); 1st series (70 comparison pairs), first survey 1999 and last survey 2019; 2nd series (54 comparison pairs), first survey 2011 and last survey 2020. – Tab. 7: Stetigkeit des Strauchartenvorkommens (% der Flächenpaare mit Vorkommen der Art), 1. Serie (70 Vergleichsflächen), erste Erhebung 1999 und letzte Erhebung 2019; 2. Serie (54 Vergleichsflächen), erste Erhebung 2011 und letzte Erhebung 2020.

Shrub species	1. Series						2. Series					
	1999			2019			2011			2020		
	U	F	Σ	U	F	Σ	U	F	Σ	U	F	Σ
Dewberry, <i>Rubus caesius</i>	70	77	81	73	59	79	50	56	61	57	59	72
Spindle, <i>Euonymus europaeus</i>	49	66	70	39	64	67	69	70	78	56	70	80
Dogwood, <i>Cornus sanguinea</i>	49	46	61	59	61	71	44	48	57	50	54	63
Hawthorn, <i>Crataegus monogyna</i>	43	43	51	44	41	49	37	57	70	44	52	65
Elder, <i>Sambucus nigra</i>	31	30	44	23	26	39	37	35	44	31	33	46
Hazel, <i>Corylus avellana</i>	21	27	29	29	30	37	15	22	28	24	20	28
Privet, <i>Ligustrum vulgare</i>	14	16	21	20	17	24	24	17	26	22	17	28
Clematis, <i>Clematis vitalba</i>	13	16	20	7	16	19	7	11	13	28	31	39
Ivy, <i>Hedera helix</i>	13	14	20	16	27	31	2	2	2	11	22	26
Snowball, <i>Viburnum opulus</i>	7	10	11	0	3	3	4	6	7	0	2	2
Barberry, <i>Berberis vulgaris</i>	3	7	9	4	3	6	4	4	6	2	4	6
Dog rose, <i>Rosa canina</i>	3	7	9	3	0	3	2	2	2	4	6	9
Buckthorn, <i>Rhamnus cathartica</i>	3	1	3	1	1	3	2	2	2	2	4	6
Cornel, <i>Cornus mas</i>	1	1	3	1	4	4	2	2	2	2	4	6
Bladdernut, <i>Staphylea pinnata</i>	1	1	1	0	1	1	2	2	2	0	2	2
Honeysuckle, <i>Lonicera xylosteum</i>	1	0	1	1	0	1						
Wayfarer, <i>Viburnum lantana</i>	1	0	1	1	1	3	4	0	4	4	2	4
Blackthorn, <i>Prunus spinosa</i>				0	3	3	0	2	2	4	6	6
Alder buckthorn, <i>Frangula alnus</i>							0	4	4	4	2	4
Currant, <i>Ribes sp.</i>							2	2	2			

Area coverage of shrub species

The highest overall arithmetic means of ground coverage (based on all comparison areas) were achieved in both series by dewberry and dogwood (Tab. 8). When calculating the difference in coverage between unfenced and fenced areas (U-F) in the last survey and adjusting this difference by the initial difference in the first survey (see chapter 2.3), following effects of ungulate impact result: Promoting effects on the coverage ratio were found in both series for dewberry (1st series +3.9 percentage points and 2nd series +3.6pp) and dog rose (+0.1pp, +0.2pp). On the other hand, inhibiting effects on the spread of shrub species in both series mainly resulted for spindle bush (-13.1pp, -6.5pp), ivy (-11.7pp, -5.0pp), elder (-1.6pp, -6.3pp), dogwood (-3.8pp, -3.0pp) and hawthorn (-1.6pp, -2.8pp). For the other shrub species, the ungulate impact had a predominantly inhibitory effect on the coverage ratio. Some species showed ambiguous effects, depending on the series (Tab. 8).

Height development of shrub species

The maximum heights of the shrub species on the comparison areas of their occurrence averaged between 12 cm and 150 cm in the first survey of the 1st series (1999), and between 5 cm and 155 cm in the first survey of the 2nd series (2011) (Tab. 8). When calculating the difference in the mean maximum heights between the unfenced area and the fenced area (U-F) in the last survey and adjusting this difference by the initial difference in the first survey (double difference B-A, see chapter 2.3), the following effects of ungulate impact

result: In both series there were more or less inhibitory effects of the ungulates on the increase in height for all shrub species. In the 1st series (1999–2019), the mean loss in height, adjusted for the initial difference, on the unfenced area (compared to the fenced area) was greatest for spindle (−330 cm), followed by buckthorn (−285 cm), clematis (−262 cm), elder (−167 cm), dogwood (−164 cm) and hazel (−141 cm). In the 2nd series (2011–2020) the greatest difference in height was found in elder (−210 cm), followed by hazel (−207 cm), spindle (−204 cm) and dogwood (−111 cm).

Tab. 8: Mean ground coverage of shrub species (% - based on all areas), and average maximum height of shrub species (cm - based on the areas with occurrence of the concerned species, see Table 7) for the first and the last survey of both series; U=unfenced area, F=fenced area. – Tab. 8: Mittlerer Deckungsgrad der Straucharten (% - bezogen auf alle Flächen) und mittlere Maximalhöhe (bezogen auf die Flächen mit Vorkommen der betreffenden Art, sh. Tab 7) für die erste und letzte Erhebung beider Serien; U = ungzäunte Fläche, F = Zaunfläche.

Shrub species	1. Series								2. Series							
	Coverage (%)				Height (cm)				Coverage (%)				Height (cm)			
	1999		2019		1999		2019		2011		2020		2011		2020	
	U	F	U	F	U	F	U	F	U	F	U	F	U	F	U	F
Dewberry	13,8	13,6	16,7	12,6	55	57	48	56	8,4	11,8	19,4	19,3	38	37	46	50
Spindle bush	0,8	0,8	1,7	14,7	44	49	86	421	0,9	1,5	1,3	8,4	41	43	64	269
Dogwood	2,8	2,2	15,4	18,6	121	95	334	472	4,2	3,8	10,4	12,9	85	78	218	322
Hawthorn	1,7	1,1	5,6	6,6	71	86	211	283	0,8	1,0	1,0	4,1	59	57	123	177
Elder.	0,5	0,3	2,3	3,7	97	83	189	343	3,5	1,9	1,1	5,8	68	64	111	318
Hazel	0,2	0,5	3,8	5,6	66	87	263	425	0,4	0,8	1,0	1,8	155	75	189	316
Privet	0,7	0,4	2,7	3,0	66	91	135	240	0,8	0,8	2,4	2,0	63	83	142	182
Clematis	1,6	2,7	0,9	2,0	51	55	216	482	0,0	0,3	5,9	8,1	23	17	170	249
Ivy	1,2	1,4	1,5	13,4	12	12	8	21	0,7	0,7	0,1	5,2	5	5	8	9
Snowball	0,04	0,1	0,0	0,1	32	43	--	190	0,3	0,0	0,0	0,7	45	53	--	410
Barberry	0,05	0,04	0,5	0,3	90	78	170	190	0,0	0,02	0,01	0,1	60	93	40	165
Dog rose	0,01	0,04	0,1	0,0	30	45	145	--	0,01	0,0	0,3	0,1	70	50	130	223
Buckthorn	0,01	0,01	0,01	0,2	35	70	100	420	0,01	0,0	0,3	0,1	40	70	100	205
Cornel	0,2	0,01	0,01	0,3	150	120	400	390	0,0	0,01	0,1	0,1	70	40	80	330
Bladdernut	0,01	0,01	0,0	0,01	150	100	--	450	0,1	0,01	0,01	0,0	30	30	70	--
Honeysuckle	0,04	0,0	0,2	0,0	150	--	200	--								
Wayfarer	0,01	0,0	0,01	0,01	40	--	200	220	0,0	0,0	0,6	0,3	95	---	350	190
Blackthorn			0,0	0,2			--	240	0,0	0,01	0,3	0,4	---	90	200	150
Alder buckthorn									0,0	0,0	0,3	0,3	---	50	155	190
Currant									0,1	0,1			60	45	--	--

Browsing intensity on shrubs

To assess the browsing intensity for shrub and dwarf shrub species four browsing classes were built (estimate based on coverage of species): 0 - not browsed; 1 - up to 50 % of coverage browsed; 2–51–90 % browsed; more than 90 % browsed. The browsing from the past and the current year is considered as a common value. There is no browsing survey for *Rubus* species (raspberry, dewberry, etc.).

The mean total browsing on shrubs (all shrub species without dewberry; mean from browsing-percentage classes, browsing based on coverage ratio) was similarly high in both comparison series. In the 1st series at the beginning (1999) it was 31 %, then increased to

54 % by the fourth survey after 8 years (2007) and then decreased to 21 % by the seventh survey after 17 years (2016). In 2019, shrub browsing was no longer recorded. In the 2nd series, browsing was 48 % at the beginning (2011) and remained at about the same level until the fourth survey after 9 years (2020). The decrease of shrub browsing in the 1st series after 2007 is related to the longer duration of this series (20 years) and the advanced height development of the shrubs. Above all, spindle, elder and dogwood were severely browsed. In contrast, hawthorn, barberry and hazel were slightly browsed.

Impact of ungulates on the ground vegetation of the forest regeneration areas

The ground coverage of the various categories of ground vegetation was similar in both series of comparison areas, with the exception of the herbs, which in the 1st series showed a considerably higher coverage in the initial phase (Tab. 9).

1st series (1999–2019): If all plant species occurring on the respective regeneration areas are summarized (i.e. total ground vegetation up to 1.3 m height), the first survey (1999) resulted in an average coverage of 81 % on unfenced areas (U) and 82 % on the fenced areas (F); in the last survey (2019) the coverage on U was slightly lower (U 70 %, F 81 %; Tab. 9). Focused only on the woody vegetation (young trees, shrubs, dwarf shrubs and Rubus species), there was a clear increase from the first survey to the last survey. In the unfenced area (U) the coverage rose from 25 % to 49 %, in the fenced area (F) a little more from 26 % to 65 %. The influence of ungulates had a slightly positive effect on the coverage of herbs and grasses (Tab. 9). Mosses were only sparse, ferns were absent.

2nd series (2011–2020): For the categories “Total vegetation” and “Woody vegetation” there was a similar inhibiting effect of the ungulate impact as in the 1st series (double difference B-A, see chapter 2.3). In contrast to the 1st series, the influence of ungulates had an inhibiting effect on the area covered by herbs, and on grasses it had the same positive effect as in the 1st series (Tab. 9). Ferns and mosses were only sparse also in the 2nd series.

Tab. 9: Development of the mean coverage (area-%) for six categories of ground vegetation (up to 1.3 m in height) on unfenced (U) and fenced (F) areas; 1st and 2nd series of comparison area. – Tab. 9: Entwicklung des mittleren Deckungsgrades (Flächen-%) für sechs Kategorien der Bodenvegetation (bis 1,3 m Höhe) auf nicht eingezäunten (U) und eingezäunten (F) Flächen; 1. und 2. Serie der Vergleichsflächen.

Vegetation category	1. Series				2. Series			
	1999		2019		2011		2020	
	U	F	U	F	U	F	U	F
Total vegetation	81	82	70	81	73	73	75	85
Woody vegetation	25	26	49	65	31	31	58	73
Herbs	62	63	39	26	21	16	37	43
Grasses	16	16	13	7	16	16	22	16
Ferns	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Mosses	4	6	3	2	9	12	6	8

Canopy density (light conditions for the forest regeneration)

1st series (1999–2019): At the beginning (1999), 63 % of all of comparison-area pairs were densely covered by the crowns of older trees (i.e., canopy cover >75 % of the related horizontal ground projection area). 20 % were moderately covered (51–75 %), 10 % slightly

(1–50 %), and 7 % were open area without canopy cover. Up to the last survey (2019), the canopy cover decreased considerably: 53 % were heavily covered, 26 % moderately, 13 % slightly, and 8 % had no canopy cover.

2nd series (2011–2020): At the beginning (2011), the light conditions were very similar to those at the beginning of the 1st series. 2011: 63 % were heavily covered, 20 % moderately, 9 % little, and 8 % were without canopy cover. Up to the last survey (2020) the canopy had increased somewhat in contrast to the 1st series: 61 % were heavily covered, 29 % moderately, 6 % little, and 4 % were without canopy cover.

Assessment of the ungulate impact based on the predefined benchmarks

The assessment of the ungulate impact on forest regeneration was carried out using a “benchmark–actual–comparison”, whereby predefined benchmarks (BM), depending on the forest community, were compared with the current states of forest regeneration on each pair of the unfenced vs. fenced comparison areas (for the indicators and benchmarks see Tab. 2). Four assessment categories were distinguished: “Benchmark reached” (BM+), “Benchmark not achieved” (BM-), “Benchmarks partially achieved and partially not achieved” (BM±), “No influence on reaching benchmarks” (BM0).

BM+: Benchmark attainment was only possible through the influence of ungulates.

BM-: Benchmark not achieved due to ungulates.

BM±: Different impacts depending on the indicator.

BM0: No influence of ungulates on reaching benchmarks.

1. Series (1999–2019, Fig. 7a): In 2019, after a 20-year observation period, BM+ occurred on 13 % of the comparison areas, BM- on 39 %, BM± on 14 %, and BM0 on 34 %. The course over the survey intervals is shown in Fig. 7a: “BM+” 7, 7, 9, 6, 10, 11 and last (2019) 13%; “BM-” 16, 33, 44, 39, 46, 46 and last 39 %. The balance of “BM +” minus “BM-” after 20 years of ungulate impact results in 26 % BM- (13–39 %).

2. Series (2011–2020, Fig. 7b): In 2019, after a 9-year observation period, BM+ occurred on 17 % of the comparison areas, BM- on 46 %, BM± on 4 %, and BM0 on 33 %. The course over the survey intervals is shown in Fig. 7b: “BM+” 15, 13, and last (2020) 17%; “BM-” 26, 50, and last 46 %. The balance of “BM +” minus “BM-” after 9 years of ungulate impact results in 29 % BM- (17–46 %). Compared with the 1st series, in the 2nd series BM+ as well as BM- was somewhat higher, and BM± lower. Overall, both series showed a similar impact of ungulates on forest regeneration related to the benchmarks.

Forest communities (softwood and hardwood floodplain)

1st series (1999–2019): When evaluating the comparison plots according to the forest community, the result is a “BM+” to “BM-” ratio of 18 to 12 for softwood-floodplain sites, and 12 to 49 for hardwood-floodplain sites (Fig. 8). So in the softwood-floodplain there is a predominance of “BM+”, in the hardwood-floodplain, however, of “BM-”.

2nd series (2011–2020): For the 2nd series, the result is a “BM+” to “BM-” ratio of 23 to 15 for softwood-floodplain sites and 17 to 57 for hardwood-floodplain sites (Fig. 8). Same as in the 1st series, in the softwood-floodplain there is a minor predominance of “BM+”, whereas in the hardwood floodplain “BM-” predominates considerably.

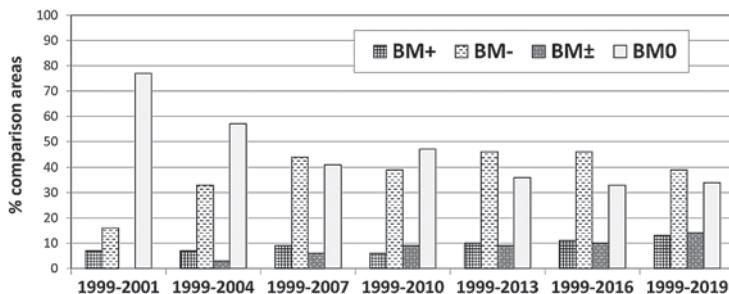


Fig. 7a: Assessment of the ungulate impact based on the predefined benchmarks after 2, 5, 8, 11, 14, 17 and 20 years (1st series, 1999–2019). Benchmark reached due to ungulate impact (BM+); benchmark not achieved due to ungulate impacts (BM-); benchmarks partially achieved and partially not achieved (BM±) = different ungulate impacts depending on the indicator; no influence of ungulates on reaching benchmarks (BM0). – Abb. 7a: Beurteilung des Huftiereinflusses aufgrund der vorgegebenen Richtwerte nach 2, 5, 8, 11, 14, 17 und 20 Jahren (1. Serie, 1999–2019).

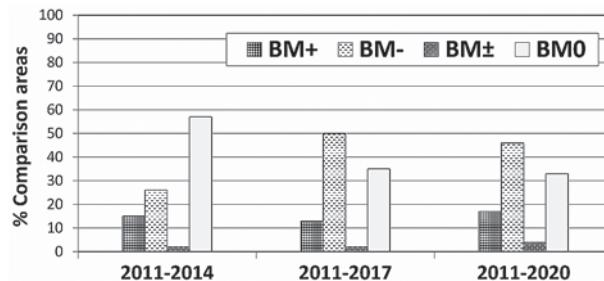


Fig. 7b: Assessment of the ungulate impact based on the predefined benchmarks after 3, 6 and 9 years (2nd series, 2011–2020). Benchmark reached due to ungulate impact (BM+); benchmark not achieved due to ungulate impacts (BM-); benchmarks partially achieved and partially not achieved (BM±) = different ungulate impacts depending on the indicator; no influence of ungulates on reaching benchmarks (BM0). – Abb. 7b: Beurteilung des Huftiereinflusses aufgrund der vorgegebenen Richtwerte nach 3, 6 und 9 Jahren (2. Serie, 2011–2020).

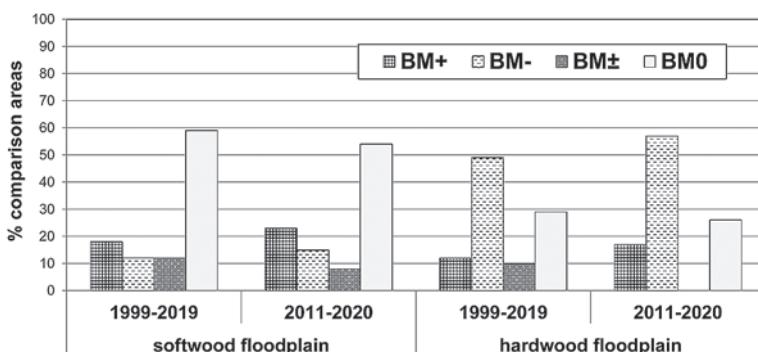


Fig. 8: Assessment of the ungulate impacts separated into softwood floodplain and hardwood floodplain; 1st series 1999–2019, 2nd series 2011–2020. Benchmark reached due to ungulate impact (BM+); benchmark not achieved due to ungulate impacts (BM-); benchmarks partially achieved and partially not achieved (BM±) = different ungulate impacts depending on the indicator; no influence of ungulates on reaching benchmarks (BM0). – Abb. 8: Beurteilung des Huftiereinflusses getrennt nach Weiche Au und Harte Au, jeweils für 1. Serie (1999–2019) und 2. Serie (2011–2020).

Individual indicators

1st series: Of the different indicators (cf. Tab. 2), in the 1st series (1999–2019, 20 years) for the occurrence of an undesirable impact (BM-), primarily the loss of tree-height increment was effective (44 % of cases), followed by the number of tree species (14 %) and the total tree density (13 %). For the occurrence of a desired effect (BM+), the number of tree species (16 %) was most effective, followed by additional tree-height increment (13 %) and total density of trees (9 %). The other criterions were not or only rarely decisive in the assessment of the impact of ungulates (Tab. 10).

2nd series: In the 2nd series (2011–2020, 9 years) for the occurrence of an undesirable impact (BM-), same as 1st series loss of tree-height increment was primarily effective (44 % of cases). For the occurrence of a desired effect (BM+), additional tree-height increment (15 %) was mostly effective (Tab. 10).

Tab. 10: Ungulate impact (% of cases) according to individual indicators (cf. Table 2); left 1st series (1999–2019), right 2nd series (2011–2020). Benchmark reached due to ungulate impact (BM+), Benchmark not achieved due to ungulate impact (BM-). – Tab. 10: Huftiereinfluss (% der Fälle) nach einzelnen Prüfkriterien (vgl. Tab. 2); links 1. Serie (1999–2019), rechts 2. Serie (2011–2020).

Individual indicators	1999–2019		2011–2020	
	BM-	BM+	BM-	BM+
Total regeneration density of trees	13	9	0	6
Mixture type of trees	0	0	0	0
Density of key-tree species	1	0	7	0
Total number of tree species	14	16	4	6
Height increment of key-tree species	44	13	44	15
Shrub volume index	0	0	4	0
Number of shrub species	0	1	4	0

Ungulate impact on the biodiversity of tree and shrub species

The impact of ungulates on the biodiversity of tree and shrub species after 20 years of exposure to ungulates (1st series of comparison areas) and after 9 years of exposure (2nd series) was represented using several biodiversity indices (richness, Shannon index, evenness, Gini-Simpson index) and calculating the mean values from the comparison areas. Unwanted neophytes (ashleaf maple, silver maple, black locust, tree of heaven, black walnut, American ash) were not taken into account. The development of the woody species inside and outside the fence was compared (difference U-Z at the time of the last survey), and this final difference was adjusted by the initial difference that was already present when the comparison areas were set up (calculation of the double difference, cf. chapter 2.3).

1st series of comparison pairs (1999–2019): For the entire comparison period (20 years), the ungulate impact on the four biodiversity indices can be classified as slightly negative for both tree and shrub species (Tab. 11). For woody species as a whole (trees + shrubs together) there was also a slightly negative impact (Richness –0.05, Shannon VI –0.24, Evenness VI –0.11, Gini-Simpson VI –0.10; Tab. 11).

2nd series of comparison pairs (2011–2020): For the 9-year study period of the 2nd series, overall (all indices) there was up to now no clear impact of ungulates on the biodiversity of tree species. Slightly positive values were obtained for the indicators Richness (+0.18),

Shannon index SZ (+0.07) and Gini-Simpson index SZ (+0.02). In the case of the shrub species, the ungulate impact had a negative effect on all indices (Tab. 11). If tree and shrub species are combined, the result was a positive ungulate impact for Richness and a negative impact for the other indicators.

If the indices are not calculated as a mean value from the individual comparison area indices, but all comparison areas are taken as a total area and added up, then in the 1st series the biodiversity indices for tree species and trees plus shrubs together resulted mostly in positive effects due to the ungulate impact (Tab. 12).

Tab. 11: Impact of ungulates on the biodiversity of tree and shrub species based on various biodiversity indices (**mean values from the single pairs of comparison areas**), 1st and 2nd comparison series, duration of the exposure to ungulates 20 and 9 years, respectively; TN = tree number, AC = area coverage (shrubs), VI = volume index (TN or AC x height). – Tab. 11: Auswirkungen von Huftieren auf die Biodiversität von Baum- und Straucharten anhand verschiedener Biodiversitätsindizes (Mittelwerte aus den einzelnen Vergleichsflächenpaaren), 1. und 2. Vergleichsserie, Expositionsdauer gegenüber Huftieren 20 bzw. 9 Jahre; TN = Baumanzahl, AC = Flächendeckung (Sträucher), VI = Volumenindex (TN oder AC x Höhe).

Biodiversity index	1. Series (1999 – 2019)			2. Series (2011 – 2020)		
	Trees	Shrubs	Trees + Shrubs	Trees	Shrubs	Trees + Shrubs
Richness	-0,06	0,01	-0,05	0,18	-0,04	0,14
Shannon VI	-0,10	-0,10	-0,24	0,00	-0,18	-0,22
Shannon TN/AC	-0,03	-0,08		0,07	-0,22	
Evenness VI	-0,11	-0,09	-0,11	-0,07	-0,15	-0,13
Evenness TN/AC	0,01	-0,06		-0,03	-0,16	
Gini-Simpson VI	-0,06	-0,07	-0,10	-0,02	-0,09	-0,10
Gini-Simpson TN/AC	-0,01	-0,04		0,02	-0,12	

Tab. 12: Impact of ungulates on the biodiversity of tree and shrub species based on various biodiversity indices (**comparison areas summed up as one area**), 1st and 2nd comparison series, duration of the exposure to ungulates 20 and 9 years, respectively; TN = tree number, AC = area coverage (shrubs), VI = volume index (TN or AC x height). – Tab. 12: Auswirkungen von Huftieren auf die Biodiversität von Baum- und Straucharten anhand verschiedener Biodiversitätsindizes (Vergleichsflächen als eine Gesamtfläche betrachtet), 1. und 2. Vergleichsserie, Expositionsdauer gegenüber Huftieren 20 bzw. 9 Jahre; TN = Baumanzahl, AC = Flächendeckung (Sträucher), VI = Volumenindex (TN oder AC x Höhe).

Biodiversity index	1. Series (1999–2019)			2. Series (2011–2020)		
	Trees	Shrubs	Trees + Shrubs	Trees	Shrubs	Trees + Shrubs
Richness	3,00	-3,00	0,00	-2	1	-1
Shannon VI	0,37	-0,19	0,38	-0,16	-0,17	-0,17
Shannon TN/AC	0,02	-0,25		0,00	-0,29	
Evenness VI	0,09	-0,03	0,10	-0,04	-0,08	-0,05
Evenness TN/AC	-0,04	-0,03		0,01	-0,13	
Gini-Simpson VI	0,17	-0,07	0,17	0,02	-0,08	0,17
Gini-Simpson TN/AC	0,03	-0,04		0,03	-0,07	

Discussion and conclusion

In the present study, solely the impact of ungulates on the floodplain forest vegetation was investigated, depending on the specific impact intensity during the last 20 years. The consequences of this specific impact for the other parts of the ecosystem (small mammals, insects, soil, altering competition between ungulate species, etc.) and the total biodiversity are unknown yet. Particularly ruminating ungulates change the competitiveness of the plant species due to their selective browsing of certain plant species. The resulting change in plant species composition subsequently affects all other organisms that are dependent on plants, and the entire biocenosis. In the Swiss National Park (located in the mountains) the impact of the ungulates increased the diversity in all communities, the producers, primary consumers, secondary consumers, and the destructors (SCHÜTZ et al. 2020).

With their decisive influence on the interactions in plant communities, ungulates lead to "winners" and "losers" within the plant species. In general, if the preferred browsed species ("losers") are the dominant ones in the forest community and are still present despite the selective browsing, the winners are the rare species and the ungulate impact can increase the biodiversity. However, if seldom occurring species are browsed preferentially ("losers") and abundant trees become even more dominant, then the biodiversity decreases.

A further handicap for the detailed interpretation of the study results arises from the fact, that the species group "ungulates" is seen as a "black box", since it remains unknown which ungulate species contribute to which extent to the observed results and how interactions between species can alter the results. The effects of the occurring ungulates on vegetation and soil can vary depending on the ungulate species (and also its population density) and act in different directions. For example, wild boars have the characteristic of digging up the forest floor while looking for food, while ruminating ungulates concentrate more on the browsing of the shoots of trees and shrubs, whereby each species selects differently. In view of these complex and dynamic interactions in the ecosystem, numerous questions remain unanswered about the specific causes of ungulate-related dynamics in the national park, which can be further investigated step by step in the future.

National parks are well suited for long-term projects to investigate the factors influencing developments in forest ecosystems. In connection with the influence of wild ungulates on the ecosystem, the question arises whether there may be limits for the maximum ungulate impact on vegetation in a national park. The population dynamics of ungulates do not depend solely on the processes in a national park. Due to the mobility and the daily and seasonal change of location of the animals, the management in the surroundings of the protected area also plays an important role. This is particularly true of the Donau-Auen National Park, due to its narrow, elongated shape and the dominance of intensely managed agricultural landscape patches in the surroundings.

In a worldwide comparison of protected areas (particularly national parks), three basic types can be identified with regard to the ungulate impact tolerated by humans on forest vegetation (REIMOSER 2001, 2002); impact of ungulates means effects such as seed dispersal, seed consumption, shoot browsing, tree fraying, bark peeling, trampling and soil digging that lead to changes in forest growth, biodiversity etc.:

- a) Protected areas in which the independent development of ungulate populations has priority over the development of certain potential forest communities. There is no regulation

of ungulate populations within the protected area in favor of certain plant communities (common in North America and Africa, in Europe e.g. the Swiss National Park).

b) Protected areas in which the development of certain forest communities has priority over the free development of ungulate populations. A regulation of ungulate populations within the protected area is mandatory (common e.g. in Germany).

c) Protected areas in which the development of ungulate populations and the development of certain forms of forest vegetation are basically equally important. Regulation of ungulate populations within the protected area is optional. The extent to which the population is regulated by shooting depends on the exceeding of certain tolerance limits for the impact of wild animals on vegetation (common e.g. in Austria).

For Austria, a uniform regulation on ungulate-browsing tolerance limits according to the third type of protected areas (equal importance for ungulates and forest vegetation) was proposed for national parks (REIMOSER 2001, 2002). From this, benchmarks were derived for the Donau-Auen National Park, which, in contrast to the forestry guidelines in managed forests, allow the vegetation structure to be shaped by ungulates on parts of the national parks forest. However, this should not result in any unacceptable burdens in agriculture and forestry for the surroundings of the national park with which the ungulates are connected.

The evaluation of the investigations in the Donau-Auen National Park, which have been ongoing for 20 years, revealed clear differences in the development of young forests with the impact of ungulates (unfenced areas) compared with the development of forests with the exclusion of ungulates (fenced areas). However, the effects have so far been in an acceptable range for the national park. Most of the negative as well as positive effects caused by ungulates, measured against the various benchmarks, resulted from the influence on the increase in height of the tree species. An influence on the occurrence of tree species, in particular a sufficient number of key tree species, as well as on the required regeneration density, however, was only rarely effective.

With regard to the biodiversity of tree and shrub species (richness, Shannon index, evenness, Gini-Simpson index), overall (subsuming all indices) there has been no clear impact of ungulates on the biodiversity of tree species. In the case of the shrub species, the ungulate influence had a negative effect on almost all indices in both series.

Conclusion: According to the existing objectives of the national park, the influence of ungulate species on forest vegetation can be classified as compatible with the park for the period investigated. The authors are not aware of any serious damage caused by ungulates in the vicinity of the national park, which would require a reduction in the ungulate population. Differentiated according to softwood and hardwood floodplains, and according to parts of the park (north bank, south bank), distinct differences were found in the effects of ungulates on forest vegetation.

Outlook: In order to be able to continue to investigate the effects of the current impact of ungulates on forest regeneration, a new series of comparison areas was created in 2020 (64 pairs of comparison areas). The first results from this third series, which should depict the current influence of ungulates, are to be expected after the first repeat survey (2023).

References

- ARNBERGER A. & BRANDENBURG C., 2001: Nationalpark als Wohnraumfeld und Naherholungsgebiet – Ergebnisse der Besucherstromanalyse im Wiener Anteil des Nationalpark Donau-Auen. *Natur- schutz und Landschaftsplanung* 33(5), 157–161.
- ARNBERGER A. & HINTERBERGER B., 2003: Visitor monitoring methods for managing public use pressures in the Danube Floodplains National Park, Austria. *Journal for Nature Conservation* 11, 260–267.
- ARNBERGER A., FREY-ROOS F., EDER R., MURALT G., NOPP-MAYR U., TOMEK H. & ZOHMANN M., 2009: Ökologische und soziale Tragfähigkeiten als Managementherausforderungen für suburbane Biosphärenparke am Beispiel Untere Lobau. *Man & Biosphere-Programm der Österr. Akademie der Wissenschaften (ÖAW)*, 135, Österr. Akademie der Wissenschaften, Wien.
- BELLINGHAM P.J. & ALLAN C.N., 2003: Forest regeneration and the influences of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in cool temperate New Zealand rain forests. *For. Ecol. Manag.* 175, 71–86.
- CASABON C. & POTIER D., 2007: Browsing of tree regeneration by white-tailed deer in large clearcuts on Anticosti Island, Quebec. *For. Ecol. Manag.* 253, 112–119.
- CRAWLEY M., 1983: *Herbivory: The Dynamics of Animal–Plant Interactions*; Blackwell Scientific, Oxford
- DONAUBAUER E., GOSSOW H. & REIMOSER F., 1990: „Natürliche“ Wilddichten oder forstliche Unverträglichkeitsprüfung für Wildschäden. *Österr. Forstzeitung* 101(6), 69.
- FRANKE U., 2017: Abschlussbericht über die Erfassung der Schalenwildbestände im Nationalpark Donau-Auen im Frühjahr 2017, 19–20.
- GILLI, C. (Ed), 2021: Kritische Checkliste der Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks Donau- Auen. - unpubl.
- GOSSOW H. & REIMOSER F., 1985: Anmerkungen zum Zielkonflikt Wald-WildWeideTourismus. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 136, 913929.
- LEDITZNIG C. & FRAISL C., 1996: Nationalpark Donau-Auen, Grundlagen für Managementpläne im Nationalpark Donau-Auen. Im Auftrag des Bundes und der Länder Niederösterreich und Wien im Rahmen der provisorischen Geschäftsstelle Nationalpark Donau-Auen 3.2, 20–23.
- MILLETT J. & EDMONDSON S., 2013: The impact of 36 years of grazing management on vegetation dynamics in dune slacks. *J. Appl. Ecol.* 50, 1367–1376.
- MORRIS E.K., TANCREDI C., BUSCOT F., FISCHER M., HANCOCK C., MAIER T.S., MEINERS T., MÜLLER C., OBERMAIER E., PRATI D., SOCHER S.A., SONNEMANN I., WÄSCHKE N., WUBET T., WURST S. & RILLIG M.C., 2014: Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*, 11 pp. ·
- MÜHLENBERG M., 1993: Freilandökologie. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden, 512 pp.
- NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH, 1999: Managementplan Nationalpark Donau-Auen. 1999 und Folgejahre, 1. Auflage Mai 1999, 29–33.
- NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH, 2007: Leistungsbericht der Nationalpark Donau-Auen GmbH 1997–2006 Jänner 2007, 32–33.
- NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH, 2009: Managementplan Nationalpark Donau-Auen 2009–2018 1.6, 23–26.
- NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH, 2012: Nationalpark Donau-Auen, Leistungsbericht 2007–2011, Stand Sommer 2012 1.4, 20–21.
- NATIONALPARK DONAU-AUEN GMBH, 2019: Managementplan Nationalpark Donau-Auen 2019–2028 1.4, 45–52.
- NOPP-MAYR U., REIMOSER S., REIMOSER F., SACHSER F., OBERMAIR L. & GRATZER G., 2020: Analyzing long-term impacts of ungulate herbivory on forest-recruitment dynamics at community and species level contrasting tree densities versus maximum heights. *NatureResearch, Scientific Reports* 10 (20274), 13 pp.

- PELLERIN M., SAÏD S., RICHARD E., HAMANN J.-L., DUBOIS-COLI C. & HUM P., 2010: Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *For. Ecol. Manag.* 260, 429–437.
- REIMOSER F. & SUCHANT R., 1992: Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 163(2), 27–31.
- REIMOSER F. & REIMOSER S., 1997: Wildschaden und Wildnutzen-Objektive Beurteilung des Einflusses von Schalenwild auf die Waldvegetation. *European Journal of Wildlife Research* 43, 186–196.
- REIMOSER F., ARMSTRONG H. & SUCHANT R., 1999: Measuring forest damage of ungulates: what should be considered. *Forest Ecology and Management* 120, 47–58.
- REIMOSER F., 2001: Welchen Wald schützen wir in Schutzgebieten? – Toleranzgrenzen für die Vegetationsbelastung durch Huftiere in Nationalparks. In: MOSER (Ed.), *Beiträge zur Österreichischen Forsttagung 2001*, Universität für Bodenkultur Wien, 143–146.
- REIMOSER F., 2002: Schutz des Waldes und Wildtiermanagement in Naturschutzgebieten. *Revue de Géographie Alpine* 90 (2), 73–85.
- REIMOSER F., 2003: Toleranzgrenzen für die Vegetationsbelastung durch Huftiere in Nationalparks. In: Dokumentationen des Umweltdachverbandes: Natur und Kultur – Chancen für die Zukunftsrégion. Nationalpark Gesäuse. Wien, S. 28–30.
- REIMOSER F. & REIMOSER S., 2003: Ergebnisse aus dem Vergleichsflächenverfahren („Wildschaden-Kontrollzäune“) – ein Beitrag zur Objektivierung der Wildschadensbeurteilung. In: MÜLLER F. (Hg.), *Ist die natürliche Verjüngung des Bergwaldes gesichert?* Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Wien, Berichte 13, 151–159.
- REIMOSER F. & PUTMAN R., 2011: Impacts of wild ungulates on vegetation: costs and benefits. In: PUTMAN R., APOLLONIO M. & ANDERSEN R. (Eds.), *Ungulate Management in Europe - Problems and Practices*. Cambridge University Press, 144–191.
- REIMOSER F., SCHODTERER H. & REIMOSER S., 2014: Erfassung und Beurteilung des Schalenwildeinflusses auf die Waldverjüngung – Vergleich verschiedener Methoden des Wildeinfluss-Monitorings („WEM-Methodenvergleich“). Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien, BFW-Dokumentation 17, 177 pp.
- REIMOSER F. & REIMOSER S., 2020: Huftiereinfluss auf die Waldverjüngung im Nationalpark Donau-Auen. Langzeitauswertung der 1. und 2. Vergleichsflächenserien (1999–2020), Projektbericht Nationalpark Donau-Auen GmbH, Orth an der Donau, Austria, 58 pp.
- SCHÜTZ M., ANDERWALD P. & RISCH A.C., 2020: Nahrungsnetze im Schweizerischen Nationalpark. *Nationalparkforschung in der Schweiz* 109, Haupt Verlag, 158 pp. ISBN: 978-3-258-08131-1
- SUPRIATNA J., 2018: Biodiversity Indexes - Value and Evaluation Purposes. *E3S Web of Conferences* 48, 01001, *IWGM*; <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184801001>
- WINKELMAYER R. & PROSL H., 2001: Riesenleberegel – jetzt auch bei uns? *Österr. Weidwerk* 3, 42–44.

Received: 2021 06 11

Addresses:

Prof. em. Dr. Friedrich REIMOSER, University of Veterinary Medicine Vienna & University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Austria.
E-Mail: friedrich.reimoser@vetmeduni.ac.at (corresponding author)

Dr. Susanne REIMOSER, University of Veterinary Medicine Vienna, Austria.
E-Mail: susanne.reimoser@vetmeduni.ac.at

Mag.^a Karoline ZSAK, Nationalpark Donau-Auen GmbH, Bereich Natur & Wissenschaft, A-2304 Orth an der Donau, Austria. E-Mail: k.zsak@donauauen.at

The assessment of the dragonfly fauna (Insecta: Odonata) as a tool for the detailed typological characterisation of running waters

Andreas CHOVANEC

Odonata play an increasing role as indicators in the assessment of the ecological status of running water systems in modern water management. In this connection, the application of the Rhithron-Potamon Concept dealing with the longitudinal distribution patterns of aquatic communities along biocoenotic regions has proven to be a sound approach. Central aspect of the assessment procedure is the comparison of the odonatological status quo with a river type-specific reference state, which focuses on the potential dragonfly community at the (near-)pristine character of the water body investigated. A more detailed method of defining reference species is required particularly with regard to special river types, as the exclusive assignment of the biocoenotic region may cause misleading results. This present paper deals with one of the last near-natural hyporhithron river sections in Austria, the lower course of the Antiesen. Taking into account the Antiesen's canyon-like geologic features with reduced availability of different habitat types for dragonflies in the riparian ecotones, the predetermined spectrum of hyporhithron reference Odonata species was adapted by discussing autecological requirements and river-morphology and revealed two river type-specific core reference species (*Calopteryx virgo* and *Onychogomphus forcipatus*) and five river type-specific accompanying reference species. The comparison of these reference species with the results of a comprehensive field study carried out in 2020 at the Antiesen confirmed the unique features of this river type and the dominating hyporhithron characteristics. It also revealed, however, a slight epipotamon influence indicated by the high abundance of *Calopteryx splendens*, one of the river type-specific accompanying reference species, probably due to increased water temperatures.

CHOVANEC A., 2022: Die Erhebung der Libellenfauna (Insecta: Odonata) als Instrument zur detaillierten typologischen Charakterisierung von Fließgewässern. Die Bedeutung von libellenkundlichen Erhebungen zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern nimmt in der modernen Wasserwirtschaft stetig zu. Das Rhithron-Potamon-Konzept, das die längenzonalen Verteilungsmuster (biozönotische Regionen) der aquatischen Lebensgemeinschaften zum Inhalt hat, stellt hierbei eine sensitive methodische Grundlage dar. Zentraler Aspekt der Beurteilung des ökologischen Zustandes ist der Vergleich eines gewässertyp-spezifischen Referenzzustandes mit dem Status quo. Insbesondere im Fall der speziellen Ausprägungen von Gewässertypen, z. B. Schluchttrecken, kommt der Festlegung der Referenzbedingungen ein besonderer Stellenwert zu. Die ausschließliche Anwendung der biozönotischen Region mit den jeweiligen Referenzzönosen kann zu irreführenden Ergebnissen führen. Die vorliegende Studie behandelt eine der letzten naturnahen hyporhithralen Flussabschnitte in Österreich, den Unterlauf der Antiesen in Oberösterreich. Unter Berücksichtigung der schluchtartigen morphologischen Ausprägung des Gewässerabschnittes mit der stark herabgesetzten Verfügbarkeit von – aus libellenkundlicher Sicht – relevanten Habitaten in den litoralen Ökotonen war das gewässertyp-spezifische libellenkundliche Leitbild entsprechend zu adaptieren. Eine umfangreiche odonatologische Untersuchung der Antiesen im Jahr 2020 unterstreicht insbesondere durch die Nachweise der Leitarten *Calopteryx virgo* und *Onychogomphus forcipatus* die ökologische Wertigkeit des Gewässerabschnittes. Hohe Abundanzen von *Calopteryx splendens*, einer gewässertyp-spezifischen Begleitart, deuten auf einen leichten epipotamalen Einfluss, wahrscheinlich in Folge von erhöhten Wassertemperaturen, hin.

Keywords: river type, canyon, Rhithron-Potamon Concept, reference state, ecological status, Water Framework Directive, reference species.

Introduction

Since the implementation of the EU Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD; EUROPEAN COMMUNITY 2000), the assessment of the ecological status of surface waters in Europe is based upon a comparison between a near-pristine reference condition and the present-day status of water bodies. Already before the WFD, several studies stressed the importance of dragonfly communities as indicators for evaluating the ecological integrity of riverine systems in a type-specific approach (SCHORR & GOTZ 1996, LAISTER 1998). Reference conditions are defined as surface water types with nearly undisturbed characteristic morphological and hydrological properties as well as with type-specific aquatic communities. In the case of running waters, this previous natural state is either known or assumed to have existed prior to large-scale channel regulations, approximately until the mid-19th century. Deviations from this benchmark (which corresponds to the "high ecological status" according to WFD) are expressed within an evaluation system comprising the following classes: "good ecological status", "moderate ecological status", "poor ecological status", and "bad ecological status".

A comprehensive abiotic and biotic typology of surface waters hence constitutes the essential basis for assessing their ecological status (MOOG & WIMMER 1990, EHLERT et al. 2002). Determining running water reference conditions primarily depends on the search for existing near-natural river stretches with almost undisturbed typological morphological and hydrological characteristics. For many running water types, however, such river stretches no longer exist: In Austria, for example, the ecological status of only 15 % of the running waters with a catchment area $>10 \text{ km}^2$ is classified as "high" (BMLFUW 2017). For many river types reference conditions are not available anymore, particularly in the case of large rivers and running waters situated in populated valleys. The reasons behind this development are manifold and include deficits in river morphology, longitudinal and lateral connectivity as well as hydrology due to flood control, energy production and agricultural hydraulic engineering (BMLFUW 2017, CHOVANEC 2018a). If nearly undisturbed river stretches no longer exist, historical maps and reports (e.g. fisheries data of monasteries) as well as old paintings may provide useful information for professional judgement and/or as input data in models (CHOVANEC & WARINGER 2001, WIESBAUER 2019). In some instances, aerial photographs make palaeochannels visible and therefore provide information useful for deriving former channel morphologies (WIESBAUER & DENNER 2013).

In order to implement the stipulations of the WFD, running water typology in Austria is based on the definition of 15 spatial units ("bioregions") as well as on the designation of "large rivers". Bioregions are ecologically and geographically defined areas and subunits of the ecoregions, which – for Europe –were delineated by ILLIES (1978; see also HUGHES 1995, BRYCE & CLARKE 1996, OMERNIK 1996, FINK et al. 2000, CHOVANEC 2018a, MOOG et al. 2004). Large rivers are defined as running waters with a stream order >7 and/or a catchment area $>2500 \text{ km}^2$ and/or a mean discharge $>50 \text{ m}^3/\text{s}$. For each river type, hydro-morphological reference conditions have been defined by WIMMER et al. (2012).

Within the spatial framework of bioregions, stream zonation patterns according to the longitudinal distribution of riverine organisms along biocoenotic regions represent one of the most important parameters for the characterisation of running waters. This so called rhithron–potamon concept (ILLIES 1961, ILLIES & BOTOSANEANU 1963) was developed

from the subdivision of rivers into fish regions (THIENEMANN 1925) and describes longitudinal changes of community structures from the spring-fed headwaters (crenon) through the cooler and shaded upland sections of a river (rhithron) to the warmer and less steep streams of the lowlands (Potamon; CHOVARNEC 2018a). The knowledge on riverine distribution patterns of aquatic species has been used to establish bioindication systems, particularly in order to assess measures of hydraulic engineering as well as hydrological alterations (MOOG & CHOVARNEC 2000).

Odonata belong to the group of macroinvertebrates that represent one of the four biological quality elements stipulated in the WFD in order to monitor the ecological status of running waters. Considering their unique ecological characteristics, Odonata have become model organisms for the characterisation of water bodies as well as for environmental assessment procedures. Important aspects of their role as indicators include their wide distribution in the aquatic ecosystems and the presence of eurytopic species which are more resilient to environmental changes, and stenotopic species, which are able to adapt only to a small range of environmental disturbance (WARINGER 1989, CHOVARNEC & WARINGER 2001, CHOVARNEC et al. 2015, CEZÁRIO et al. 2021). Several studies carried out in Austria set forth how the concept of biocoenotic regions could be applied not only to macroinvertebrates, but also to dragonflies alone. Such investigations focus on the rivertype-specific evaluation of river rehabilitation (e. g. CHOVARNEC 2018a, b, 2019a, b) and demonstrate the benefit of a reliable and sound ecological concept as well as the various advantages of utilising dragonflies as bioindicators.

This study expands on the characteristic zonational distribution patterns of dragonfly species (CHOVARNEC et al. 2017) and employs it for a detailed typological characterisation of the near-natural section in the lower course of the Antiesen, a river in Upper Austria (CHOVARNEC 2020a). Thus, the investigation at hand aims at a sharp definition of this special river type and, thus, of the reference state, the “high ecological status”, of this river section. The part of the Antiesen under scrutiny is one of the last downstream sections in Austria with large segments free of measures of hydrological engineering (BARTH & GUMPINGER 2009, BMLFUW 2017). This investigation should be exemplary in using Odonata in order to sharply define the typological character of near-pristine running water sections with special regard to the concept of biocoenotic regions.

Methods

General approach

The detailed typological characterisation of the lower course of the Antiesen developed in this study comprises four steps:

- abiotic classification of the river section and definition of the river type in accordance with the methodology used in Austria in order to implement the WFD (FINK et al. 2000, WIMMER et al. 2000, WIMMER & WINTERSBERGER 2009, WIMMER et al. 2012);
- definition of reference species for this river type based on the longitudinal zonation patterns of Odonata (CHOVARNEC et al. 2017), on zoogeographical aspects (HOLZINGER et al. 2015), and on detailed species-specific ecological requirements;

- comparison of the reference species with the inventory of autochthonous species recorded in the field and additional discussion of the total species spectrum;
- detailed definition of the river type based on the odonatological findings (CHOVANEC 2020a).

Study area and abiotic classification of the Antiesen's lower section

Six river stretches (A–F) with a length of 100 m each were chosen to cover the main morphological features of the near-pristine sections of the Antiesen's lower course (Figs. 1–9). The stretches A (A: 48.33814°N, 13.41289°E) and B were situated in the largest meander about 7 km before the mouth of the Antiesen into the River Inn, the stretches C–F (F: 48.35517°N, 13.40667°E) in sum covered a smaller meander about 3.5 km before the mouth.

The Antiesen, a 4th order stream (WIMMER & MOOG 1994), springs at an altitude of 655 m above sea level and flows for 42 km in a north-western direction. Its mouth into the River Inn is at 320 m above sea level. The mean discharge at this point is about 5 m³s⁻¹. The catchment area of the Antiesen with a size of 286 km² is located in the landscape unit Innviertler- und Hausruckvierler Hügelland (FINK et al. 2000) which is part of the bioregion Bavarian-Austrian Foothills of the Alps. This bioregion belongs to the ecoregion Central Highlands (ILLIES 1978) and – in an administrative context – to Upper Austria, one of the nine Austrian provinces. With a length of 10 km, the river's lower course shows meanders deeply incised into the tertiary rocks of the molasse zone typical of the geology of the catchment area. In this river section, the canyon-like walls of marine siltstone ("Schlier") reach vertical heights in excess of 20 m (Figs. 5 – 9). The width of the river varies between 12 and 20 m, the slope is about 0.3 % (Figs. 2, 3, 4, 7). In some places, the riverbed shows natural widenings up to 40 m width (Figs. 5, 8). The substrate is dominated by microlithal (grain size range >2 cm to 6 cm) and mesolithal (>6 cm to 20 cm; ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT 1996; Figs. 5, 9). Choriotopes characterised by akal (> 0.2 cm to 2 cm) can be found in areas near the riverbanks with reduced flow velocities (Fig. 4, 6). Current velocities at mean water level measured in the investigated stretches range between few cm s⁻¹ up to 1 m s⁻¹. The most frequent plants of bank vegetation are *Urtica dioica* and *Phalaris arundinacea* as well as neophytic plants (*Fallopia* sp., *Impatiens glandulifera*, and to a lesser extent *Heracleum mantegazzianum*).

Odonatological classification of the Antiesen

To describe stream zonation patterns for the Austrian benthic invertebrate fauna, a 10 point system was used (MOOG & HARTMANN 2017). The number of points allotted to the individual biocoenotic regions indicates the Odonate species' preferences for the respective stream zones. Those species with at least one point for the hyporhithron provided the basis for the definition of the reference species inventory of the Antiesen. This list was processed and adapted with special regard to zoogeographical aspects, detailed species-specific ecological requirements, and the specific typological features of the river section investigated. This classification of Odonata has been carried out by CHOVANEC et al. (2017).

Field methods

Field work was performed according to the methodological guidelines of CHOVANEC (2019a; see also SCHMIDT 1985). In order to cover all phenological groups, five field ex-

cursions were carried out in 2020: 21/22 May, 11/12/13 June, 3/4/5 July, 20/21 July und 9/10 August. At the six 100 m stretches tenerals and adults were counted, the sampling of exuviae as well as the observation of reproduction behaviour completed the surveys. The numbers of imagines recorded were transferred into a five-class abundance system in which dragonfly family-specific spatial requirements were taken into account (Table 1). The species-specific abundance class shown in the summarising presentation of the results was determined by the largest number of specimens per species recorded during the field trips. The detailed results for each stretch at each excursion are presented in CHOVANEC (2020a).

Tab. 1: Allocation of numbers of individuals/100 m to abundance classes. – Tab. 1: Zuteilung von Individuenzahlen/100 m zu Abundanzklassen (CHOVANEC 2018a, 2019b).

	1 Single	2 Rare	3 Frequent	4 Abundant	5 Extremely abundant
Zygoptera without Calopterygidae	1	2–10	11–25	26–50	>50
Calopterygidae and Libellulidae	1	2–5	6–10	11–25	>25
Anisoptera without Libellulidae	1	2	3–5	6–10	>11

The dragonfly-based river characterisation presented in this study was carried out on the basis of those species using the water body as reproduction habitat (i.e. autochthonous or resident species). According to the scheme of CHOVANEC (2019a) the following criteria were considered to determine certain, probable, or possible autochthony of species at one of the six river stretches investigated (see also BRIED et al. 2015):

- certain autochthony at one stretch: records of tenerals and/or exuviae
- probable autochthony at one stretch: observations of reproductive behaviour (such as copula, tandem, or egg deposition) and/or imagines in abundance class ≥ 3
- possible autochthony at one stretch: records of imagines in abundance class 1 or 2 at least at two surveys.

To determine if species are certainly, probably or possibly autochthonous at the whole river section (the near pristine parts of the Antiesen's lower course) the following criteria were applied:

- certain, probable or possible autochthony at the whole section: species certainly, probably or possibly autochthonous at least at one stretch according to the criteria listed above (the highest degree of autochthony at one stretch is responsible for the section's degree)
- possible autochthony at the whole section: a species also is classified as probably autochthonous at the whole section if it is recorded in abundance class 1 or 2 at two or more stretches. In particular, classifications of species into the category "possible autochthony" have to be scrutinised in detail if their ecological requirements are opposed to this classification: Limnophilous aeschnid species, for example, often use the airspace above rivers for hunting without using the running waters for reproduction (CHOVANEC 2019a).

Results

Abiotic classification

Taking into account both the sound river typology scheme developed by HUET (1949) based on slope and river width and the formation of deeply incised meanders, the lower course of the Antiesen has been classified as a particular specification of a large hyporhithron zone: “canyon-like large hyporhithron of the bioregion Bavarian-Austrian Foothills of the Alps” (CHOVANEC 2020a). The term “large” was introduced in this definition, because hyporhithron waters with a mean discharge of $>2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ and a river bed width of at least $>5 \text{ m}$ are classified as “large hyporhithron” according to BMLFUW (2017).

River type-specific reference species

Table 2 shows all Odonate species occurring in Austria with at least one point for the hyporhithron zone (CHOVANEC et al. 2017). The following species are not included in the reference species inventory for the lower course of the Antiesen: *Chalcolestes parvidens*, *Coenagrion mercuriale*, *Coenagrion ornatum*, *Cordulegaster heros* and *Somatochlora meridionalis* are not occurring in Upper Austria (HOLZINGER et al. 2015). *Cordulegaster boltonii* and *Orthetrum coerulescens* prefer significantly smaller running waters (LAISTER 1996; STERNBERG & BUCHWALD 2000, STERNBERG et al. 2000, WILDERMUTH & MARTENS 2019). *Ophiogomphus cecilia* was not considered as reference species due to its preference for sandy/gravelly substrate as larval habitat (SCHWARZ et al. 2007, WILDERMUTH & MARTENS 2019) which is not typical of the lower course of the Antiesen. Due to the canyon-like character of the river section investigated, rhithron-species usually colonising water bodies of different successional stages situated in the riparian zones or floodplain areas were not considered in the reference species list for the lower course of the Antiesen (Table 2): *Chalcolestes viridis*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Anax imperator*. As shown in Table 2, the reference species spectrum of the lower Antiesen therefore comprises the following Odonata: *Calopteryx*

Tab. 2: Deduction of the Odonata reference species for the river type “canyon-like large hyporhithron of the bioregion Bavarian-Austrian Foothills of the Alps”; blue: river type-specific core reference species; green: first-degree river type-specific accompanying reference species; yellow: second-degree river type-specific accompanying reference species. – Tab. 2: Ableitung der Referenzarten für den Gewässertyp “schluchtartiges großes Hyporhithral der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland”; blau: gewässertyp-spezifische Leitarten, grün: gewässertyp-spezifische Begleitart erster Ordnung, gelb: gewässertyp-spezifische Begleitarten zweiter Ordnung.

Rhithron Odonata occurring in Austria	Valency points	Not included as river type-specific reference species due to		
		species-specific distribution	special ecological requirements	special character of the river type
<i>Chalcolestes parvidens</i> (Artobolevskij, 1929)	1	x		
<i>Chalcolestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	1			x
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1780)	1			
<i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus, 1758)	6			
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	1			
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	1			
<i>Coenagrion mercuriale</i> (Charpentier, 1840)	2	x		
<i>Coenagrion ornatum</i> (Selys, 1850)	3	x		

Rhithron Odonata occurring in Austria	Valency points	Not included as river type-specific reference species due to		
		distribution	species-specific ecological requirements	special character of the river type
<i>Pyrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	1			x
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	1			x
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758)	2			
<i>Ophiogomphus cecilia</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	2			x
<i>Onychogomphus forcipatus</i> (Linnaeus, 1758)	3			
<i>Cordulegaster boltonii</i> (Donovan, 1807)	2			x
<i>Cordulegaster heros</i> Theischinger, 1979	3		x	
<i>Somatochlora meridionalis</i> Nielsen, 1935	2		x	
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)	1			
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)	1			x



Fig. 1: Location of the study area and of the stretches A–F. White arrows indicate the flow direction. – Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes und der Untersuchungstrecken A–F. Weiße Pfeile zeigen die Fließrichtung an. Quelle: Google maps.



Fig. 2: Stretch A in the lower course of the Antiesen (Upper Austria) with a gravel bank. – Abb. 2: Strecke A im Unterlauf der Antiesen (Oberösterreich) mit Kiesbank. Foto: A. CHOVANEC, 12.06.2020.



Fig. 3: Stretch B in the lower course of the Antiesen (Upper Austria) with reduced flow velocity. – Abb. 3: Strecke B im Unterlauf der Antiesen (Oberösterreich) mit herabgesetzter Strömungsgeschwindigkeit. Foto: A. CHOVANEC, 21.05.2020.



Fig. 4: Upstream part of stretch C in the lower course of the Antiesen (Upper Austria) with reduced flow velocity, fine substrate and densely vegetated banks. – Abb. 4: Oberstromiger Teil von Strecke C im Unterlauf der Antiesen (Oberösterreich) mit herabgesetzter Strömungsgeschwindigkeit, feinem Substrat und dichter Ufervegetation. Foto: A. CHOVANEC, 21.07.2020.



Fig. 5: Canyon-like downstream part of stretch C in the lower course of the Antiesen (Upper Austria) with high flow velocities and coarse substrate banks. – Abb. 5: Schluchtartiger unterstromiger Teil von Strecke C im Unterlauf der Antiesen (Oberösterreich) mit hoher Strömungsgeschwindigkeit und großem Substrat. Foto: A. CHOVANEC, 21.07.2020.

Fig. 6: Upstream part of stretch D – a canyon-like section in the lower course of the Antiesen (Upper Austria) with low flow velocities. – Abb. 6: Schluchtartiger oberstromiger Teil von Strecke D im Unterlauf der Antiesen (Oberösterreich) mit geringer Strömungsgeschwindigkeit. Foto: A. CHOVANEC, 21.05.2020.

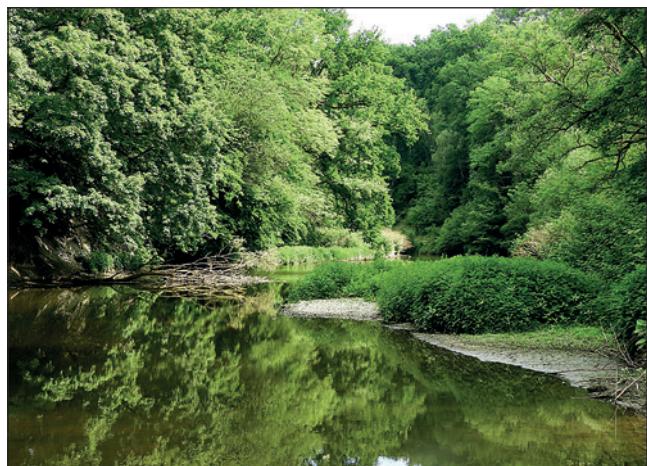


Fig. 7: Downstream part of stretch D – a narrow, canyon-like section in the lower course of the Antiesen (Upper Austria) with high flow velocities. – Abb. 7: Unterstromiger Teil von Strecke D – ein enger, schluchtartiger Abschnitt im Unterlauf der Antiesen (Oberösterreich) mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten. Foto: A. CHOVANEC, 21.05.2020.



Fig. 8: Stretch E – river widening in the canyon-like section in the lower course of the Antiesen (Upper Austria) with a large gravel island. – Abb. 8: Strecke E – Aufweitung in einem schluchtartigen Abschnitt im Unterlauf der Antiesen (Oberösterreich) mit einer großen Kieselinsel. Foto: A. CHOVANEC, 21.05.2020.





Fig. 9: Stretch F – a canyon-like section in the lower course of the Antiesen (Upper Austria) with gravel banks and high flow velocities. – Abb. 9: Strecke F – ein schluchtartiger Abschnitt mit Kiesbänken und hohen Strömungsgeschwindigkeiten. Foto: A. CHOVANEC, 11.06.2020.

splendens, *Calopteryx virgo*, *Platycnemis pennipes*, *Ischnura elegans*, *Gomphus vulgatissimus*, *Onychogomphus forcipatus*, and *Orthetrum brunneum*.

The sum of the seven reference species' valency points is 15, the mean value is 2.1. Following the calculation scheme of CHOVANEC (2019a), river type-specific core reference species are defined as stenoecious species with species-specific valency points exceeding the mean value (*C. virgo* with 6 valency points and *O. forcipatus* with 3 VP). First-degree river type-specific accompanying reference species are characterised by valency points equal to the mean value (*G. vulgatissimus* with 2 VP), species with one VP are defined as second-degree river type-specific accompanying reference species (*C. splendens*, *P. pennipes*, *I. elegans*, and *O. brunneum*).



Fig. 10: Copula of *Calopteryx virgo* at stretch A at the Antiesen (Upper Austria). The four wings of the male are asymmetrically held behind the abdomen, away from the sun, to reflect radiation onto the abdomen (see also BROCKHAUS et al. 2020). – Abb. 10: Kopula von *Calopteryx virgo* an Strecke A an der Antiesen (Oberösterreich). Die vier Flügel des Männchens sind asymmetrisch auf der sonnenabgewandten Seite des Abdomens positioniert, um das Aufwärmen des Hinterleibes zu optimieren (siehe dazu BROCKHAUS et al. 2020). Foto: A. CHOVANEC, 06.07.2020.

Fig. 11: Female *Onychogomphus forcipatus*, newly emerged at stretch A at the Antiesen (Upper Austria). – Abb. 11: An Strecke A der Antiesen (Oberösterreich) frisch emergeretes Weibchen von *Onychogomphus forcipatus*. Foto: A. CHOVANEC, 12.06.2020.



Fig. 12: Male *Onychogomphus forcipatus* at stretch E at the Antiesen (Upper Austria). – Abb. 12: Männchen von *Onychogomphus forcipatus* an Strecke E der Antiesen (Oberösterreich). Foto: A. Chovanec, 21.07.2020.



Tab. 3: Dragonfly species recorded at the six stretches of the Antiesen (A–F). 1–5: abundance classes (see Tab. 1); Aut. Autochthony, * possibly autochthonous; ** probably autochthonous; *** certainly autochthonous; (*) possible autochthony is unlikely at this site due to species-specific habitat requirement; blue: river type-specific core reference species; green: first-degree river type-specific accompanying reference species; yellow: second-degree river type-specific accompanying reference species. – Tab. 3: An den Strecken A–F der Antiesen nachgewiesene Libellenarten. 1–5: Abundanzklassen (siehe Tab. 1); Aut. Bodenständigkeit, * möglicherweise bodenständig; ** wahrscheinlich bodenständig; *** sicher bodenständig; (*) mögliche Bodenständigkeit ist an diesem Standort aufgrund der artspezifischen Habitatansprüche auszuschließen; blau: gewässertyp-spezifische Leitarten, grün: gewässertyp-spezifische Begleitart erster Ordnung, gelb: gewässertyp-spezifische Begleitarten zweiter Ordnung.

	A	B	C	D	E	F	Aut.
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1780)	3***	2*	5***	2**	3***	4**	***
<i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus, 1758)	4***	4***	5***	2***	3**	2***	***
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	5***	4***	3***	1	2***	2***	***

<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	1	1	2***	1***	1*	2*	***
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764)			1				
<i>Aeshna grandis</i> (Linnaeus, 1758)	1		1(*)	1	1(*)	1	(*)
<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	1		1		1		(*)
<i>Anax parthenope</i> (Selys, 1839)			1				
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758)			1***			1***	***
<i>Onychogomphus forcipatus</i> (Linnaeus, 1758)	1***	4***	3**	1	1*	1	***
<i>Somatochlora flavomaculata</i> (Vander Linden, 1825)					1		
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)					1		

Field study

Table 3 provides an overview of the results regarding species inventories, maximum abundance classes, and classification of autochthony. The whole river section comprised a species inventory of four Zygoptera and eight Anisoptera. Six species were classified as certainly autochthonous due to the records of tenerals and/or exuviae: *C. splendens*, *C. virgo*, *P. pennipes*, *I. elegans*, *G. vulgatissimus*, and *O. forcipatus*. Both river type-specific core reference species, *C. virgo* and *O. forcipatus*, were found at each stretch. *Calopteryx virgo* was classified as autochthonous at each stretch and reached abundance classes ≥ 3 at four stretches, *O. forcipatus* was certainly, probably and possibly autochthonous at four stretches and reached abundance classes ≥ 3 at two (Figs. 10–12).

Only two freshly emerged specimens of *G. vulgatissimus*, the only first-degree river type-specific accompanying reference species, were found. Three of the four second-degree river type-specific accompanying reference species (*C. splendens*, *P. pennipes*, and *I. elegans*) occurred at each stretch and were autochthonous at – at least – four stretches (Table 3). Numbers of *I. elegans*-individuals were continuously low; *Platycnemis pennipes* reached abundance classes ≥ 3 at three stretches, but only at the excursion in the beginning of July. *Calopteryx splendens* occurred at each stretch autochthonously, at four of them in abundance classes ≥ 3 . *Aeshna grandis* and *Aeshna mixta* were observed hunting above the water surface at several stretches and excursions; *Aeshna cyanea*, *Somatochlora flavomaculata*, and *Orthetrum cancellatum* were also sighted, but only once.

Discussion

Abiotic classification

The typological classification of the lower course of the Antiesen with special regard to the biocoenotic region is not consistent in literature. According to the Water Information System Austria (BMLFUW 2017) which represents the basis for water management activities in Austria, the lower reach of this river is characterised as a “medium size epipotamon zone” (see also GUMPINGER & SILIGATO 2007, BARTH & GUMPINGER 2009). Applying the typology scheme developed by HUET (1949), the Antiesen section investigated, would have to be classified as hyporhithron. The detailed river typology by WIMMER & WINTERSBERGER (2009) established for Upper Austria also follows this approach (see also SILIGATO & GUMPINGER 2005). The hyporhithron character of the investigated section is

confirmed by ornithological records of *Cinclus cinclus* and *Motacilla cinerea* (CHOVANEC 2020a; see also ROCHÉ & FROCHOT 1993). According to WIMMER et al. (2012) canyons are, such as cascades and anastomosing running water sections, “special river types”. In these cases, particular focus has to be placed on the definition of reference communities.

River type-specific reference species

The canyon-like character of the Antiesen’s lower course is coined by several features which have a significant influence on the habitat availability for Odonates:

- the river corridor is defined by the streambed itself,
- the lateral mobility of the channel is constrained,
- floodplains are lacking,
- riparian ecotones are restricted to a very narrow strip of streambank vegetation (VERRY et al. 2004).

All the aquatic and semi aquatic habitat types along a gradient of *lateral connectivity* are thus not existent at the examined river type (GREGORY et al. 1991, NAIMAN & DÉCamps 1997, WARD & STANFORD 1995, WARD et al. 1999, CHOVANEC & WARINGER 2001, CUNNINGHAM-MINNICK et al. 2019). Geomorphic processes and disturbances are restricted to the formation of in-bed structures, such as gravel bars and islands (Figs. 2, 5, 8, 9; see also STEIGER et al. 2005).

The sum of the numbers of river type-specific core reference species and of first- and second-degree river type-specific accompanying reference species for the Mattig, a “regular” hyporhithron water body with no canyon-like characteristics, situated in the same bioregion as the Antiesen, makes up twelve (CHOVANEC 2019a). Due to the specific morphological properties of the lower section of the Antiesen with its constrained river corridor, the number of the type-specific species is reduced to seven. However, according to the increase in the number of Odonata species along a river continuum from the source to the lower course, the inventory of reference species typical of hyporhithron sections is limited compared to potamon rivers (e. g. HAWKING & NEW 1999, CHOVANEC 2019b).

Field study

The field study at this near-pristine river section confirmed the predetermined reference species deducted from abiotic characteristics of the canyon-like hyporhithron water body: the inventory of autochthonous species recorded at the river nearly completely corresponds to the list of reference species; only one of the second-degree river type-specific accompanying reference species, *O. brunneum*, did not occur at the Antiesen. Poorly vegetated shallow areas with low currency highly exposed to the sun are not available to a sufficient degree to fulfil the ecological requirements of this species (WEIHRAUCH 2015, CHOVANEC 2018b). The records of the resident river type-specific core reference species in mainly high abundances underline the dominating hyporhithron character of the river section (see for example SCHORR 1990, SUHLING & MÜLLER 1996, MARTENS 2001, PETROVIČOVÁ & DAVID 2013, WILDERMUTH & MARTENS 2019).

In undisturbed aquatic communities, accompanying species usually occur in reduced frequencies and abundances compared to core reference species. In the present study, this fact is particularly reflected by the records of *G. vulgatissimus* and *I. elegans*. *Calopteryx splendens* usually plays no or only a minor role in rhithron dragonfly communities (CHOVANEC

2018a, b, 2020b). Sunny riparian zones with dense vegetation and reduced flow velocities (e. g. Fig. 4) favour the occurrence of this species, but not necessarily in upstream sections. Like *G. vulgarissimus*, *C. splendens* is typical of potamon rivers (CHOVANEC 2019b). In 2019 and 2020 water temperatures of the Antiesen ranged between 2 and 22°C. *Calopteryx splendens* prefers running waters with summer water temperatures between 18 and 24°C (SCHORR 1996). An amplitude of temperatures of $\geq 20^\circ\text{C}$ is typical of epipotamon waters (MOOG & WIMMER 1990, 1994). The occurrence of *C. splendens* hence indicates a slight temperature-based epipotamon influence.

The canyon walls as well as canopy density due to the forests situated at the narrow riparian zone and at the top of the terraces (Figs. 2, 3, 6–9) lead to a reduced solar loading into the river channel (FORNEY et al. 2013). This is why aeshnids tolerating shaded conditions were observed hunting at several stretches and excursions (*A. grandis*, *A. mixta*; STERNBERG & HÖPPNER 2000, STERNBERG & SCHMIDT 2000, WILDERMUTH & MARTENS 2019). On the other hand, *Anax imperator* did not occur at the Antiesen, although favourable habitats of this species are situated only few kilometres away. At other sunny river sections investigated in this bioregion, *A. imperator* was a regular guest (e. g. CHOVANEC 2018a, b, 2019 a, b, 2020b, c).

Conclusion

The network of rivers with a catchment size $> 10 \text{ km}^2$ situated in the bioregion Bavarian-Austrian Foothills of the Alps has a length of 3,626 km. The hydro-morphological component of the ecological status is classified as “high” only for 280 km. Only 18 km of this number, for example, account for the bioregion “large hyporhithron”. Odonatological investigations of near-pristine river sections contribute to the knowledge on autecological requirements and are the key support in defining river type-specific reference communities (CHOVANEC 2020b). This is of special importance for special river types, such as canyon-like rivers, where data concerning aquatic communities are not abundant. Reference sites with their biotic and abiotic features are not only the prerequisite for a sound river type-specific assessment. They are also useful for evaluating long-term changes in ecological integrity, for example caused by climate change, and for the definition of rehabilitation targets concerning disturbed river sections of the same type (HUGHES et al. 1986, GRAMBOW et al. 2020).

The study at hand illustrates the necessity of focusing on a detailed typological characterisation of special river types, such as canyon-like sections, by applying an odonatological approach. The near-natural condition of this part of the Antiesen allows for a sound definition of an Odonate reference community for a large hyporhithron section, incorporating a complex array of geomorphological and river typological properties as well as for an improved knowledge on species-specific habitat needs. The application of the assessment scheme for “normal”, non-canyon-like hyporhithron zones of this bioregion with twelve reference species (CHOVANEC, 2019a) to the near-pristine Antiesen section would reveal only a “good dragonfly-based ecological status”. The field study carried out at this river section provided a spectrum of resident species, which nearly perfectly corresponds to the reference list set up for this special river type and indicates a “high dragonfly-based ecological status”. Additional ubiquitous and/or limnophilous species indicating potamalization effects due to hydraulic engineering were not detected (CHOVANEC 2018a, 2019b).

Acknowledgments

This work was funded by Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft [grant number WW-579817-2019/KR]. The author gratefully thanks the colleagues at the Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, for the close cooperation, Johanna Chovanec for the close reading of the manuscript and linguistic corrections as well as Andreas Martens for useful remarks.

Literature

- BARTH U. & GUMPINGER C, 2009: Bewertung des fischökologischen Zustandes der Antiesen und Grundlagen zur Erstellung einer Entscheidungsmatrix für Sanierungsmaßnahmen. Gewässerschutz Bericht 39/2009. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, 120 pp.
- BMLFUW - BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (Ed.), 2017: Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015. Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Vienna 356 pp.
- BRIED J.T., DILLON A.M., HAGER B.J., PATTEN M.A. & LUTBEG B. 2015: Criteria to infer local species residency in standardized adult dragonfly surveys. Freshwater Science 34, 1105–1113. <https://doi.org/10.1086/682668>
- BROCKHAUS T., CHOVANEC A. & BÖHME F, 2020: Asymmetrische Positionierung der vier Flügel auf einer Abdomenseite bei Kleinlibellen (Odonata: Zygoptera). Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen 72, 7–17.
- BRYCE S.A. & CLARKE S.E., 1996: Landscape-level ecological regions: linking state-level ecoregion frameworks with stream habitat classifications. Environmental Management 20, 297–311.
- CEZÁRIO R.R., PENA FIRME P., PESTANA G.C., VILELA D.S., JUEN L., CORDERO-RIVERA A. & GUILLERMO R., 2021: Sampling Methods for Dragonflies and Damselflies. In: SANTOS J.C. & FERNANDES G.W. (Eds.). Measuring Arthropod Biodiversity. A Handbook of Sampling Methods. Springer Nature Switzerland, 223–240. https://doi.org/10.1007/978-3-030-53226-0_9
- CHOVANEC A., 2018a: Comparing and evaluating the dragonfly fauna (Odonata) of regulated and rehabilitated stretches of the fourth order metarhithron Gurtenbach (Upper Austria). International Journal of Odonatology 21(1), 15–32. doi: 10.1080/13887890.2017.1409665
- CHOVANEC A., 2018b: Bewertung von Restrukturierungsmaßnahmen an der Ache (Oberösterreich) anhand von Libellen (Odonata) – Anwendung des Konzeptes der biozönotischen Regionen. Libellula 37(3/4), 135–160.
- CHOVANEC A., 2019a: Bewertung von Oberflächengewässern anhand libellenkundlicher Untersuchungen (Odonata) – Methoden für stehende und fließende Gewässer sowie ihre beispielhafte Anwendung an der Mattig (Oberösterreich). Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen 71, 13–45.
- CHOVANEC A., 2019b: Das Rhithron-Potamon-Konzept in der angewandten Odonatologie als Instrument zur Gewässertypisierung und –bewertung (Insecta: Odonata). Libellula Supplement 15, 35–61.
- CHOVANEC A., 2020a: Libellenkundliche Untersuchung von zwei Abschnitten der Antiesen in Antiesenhofen (Oberösterreich) im Jahr 2020. Studie im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung Abt. Wasserwirtschaft, 54 pp. https://www.land-oberoesterreich.gv.at/Mediendateien/Formulare/Dokumente%20UWD%20Abt_WW/Bericht_Antiesen_Libellen_2020.pdf
- CHOVANEC A., 2020b: Die Libellenfauna (Odonata) eines naturnahen metarhithralen Gewässers im niederösterreichischen Alpenvorland. Mercuriale Band 20, 15–32.

- CHOVANEC A., 2020c: Die Libellenfauna der Krems in Ansfelden / Oberaudorf (Oberösterreich) mit einem individuenreichen Vorkommen von *Erythromma lindenii* (Selys, 1840) (Odonata: Coenagrionidae). Beiträge zur Entomofaunistik 21, 3–31.
- CHOVANEC A. & WARINGER J., 2001: Ecological integrity of river-floodplain systems – assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). Regulated Rivers: Research & Management 17, 493–507. doi:10.1002/rrr.664
- CHOVANEC A., SCHINDLER M., WARINGER J. & WIMMER R., 2015: The Dragonfly Association Index (Insecta: Odonata) – a tool for the type-specific assessment of lowland rivers. River Research and Applications 31(5), 627–638. doi:10.1002/rra.2760
- CHOVANEC A., WARINGER J., HOLZINGER W.E., MOOG O. & JANECEK B., 2017: Odonata. In: MOOG O. & HARTMANN A. (Eds.). Fauna Aquatica Austriaca, Edition 2017. Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Vienna, 18 pp.
- CUNNINGHAM-MINNICK M.J., MEYER T.B. & CRIST T.O., 2019: Shifts in dragonfly community structure across aquatic ecotones. International Journal of Odonatology 22(2), 121–133. doi: 10.1080/13887890.2019.1615006
- EHLERT T., HERING D., KOENZEN U., POTTGIESER T., SCHUHMACHER H. & FRIEDRICH G., 2002: Typology and Type Specific Reference Conditions for Medium-Sized and Large Rivers in North Rhine-Westphalia: Methodical and Biological Aspects. International Review of Hydrobiology 87(2-3), 151–163.
- EUROPEAN COMMUNITY, 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L327, 73 pp.
- FINK M., MOOG O. & WIMMER R., 2000: Fließgewässer-Naturräume Österreichs. Monographien des Umweltbundesamtes 128. Federal Environment Agency, Vienna, 110 pp.
- FORNEY W.M., SOULARD C.E. & CHICKADEL C.C., 2013: Salmonids, stream temperatures, and solar loading—modeling the shade provided to the Klamath River by vegetation and geomorphology. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013–5022. Reston, Virginia, 25 pp.
- GRAMBOW M., FEUSTEL M., MANZ E., ARZET K., HAFNER T. & KORCK J., 2020: Die Wasserpoltik im Anthropozän. Korrespondenz Wasserwirtschaft 13(7). doi: 10.3243/kwe202.07.001
- GREGORY S.V., SWANSON F.J., MCKEE W.A. & CUMMINS K.W., 1991: An ecosystem perspective of riparian zones. BioScience 41(8), 540–551.
- GUMPINGER C. & SILIGATO S., 2007: Wehrkataster der Antiesen und ihrer Zubringer. Gewässerschutz-Bericht 37. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, 143 pp.
- HAWKING J.H. & NEW T.R., 1999: The distribution patterns of dragonflies (Insecta: Odonata) along the Kiewa River, Australia, and their relevance in conservation assessment. Hydrobiologia 392, 249–260.
- HOLZINGER W.E., CHOVANEC A. & WARINGER J., 2015: Odonata (Insecta). Biosystematics and Ecology Series No. 31. Checklisten der Fauna Österreichs No. 8, 27–54.
- HUET M., 1949: Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 11(3-4), 332–351.
- HUGHES R.M., 1995: Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: DAVIS W.S. & SIMON T.P. (Eds.). Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton, 31–47.
- HUGHES R.M., LARSEN D.P. & OMERNIK J.M., 1986: Regional reference sites: a method for assessing steam potentials. Environmental Management 10(5), 629–635.
- ILLIES J., 1961: Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 46(2), 205–213. doi:10.1002/iroh.19610460205

- ILLIES J., 1978: Limnofauna Europaea. Fischer, Stuttgart, 552 pp.
- ILLIES J. & BOTOSANEANU L., 1963: Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 12, 1–57.
- LAISTER G., 1996: Verbreitungsumsicht und eine vorläufige Rote Liste der Libellen Oberösterreichs. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz 40/41, 1994/95, 307–388.
- LAISTER G., 1998: Leitbild – Libellen, Donau-Traun-Krems-Auen. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz 42/43, 1996/97, 181–196.
- MARTENS A., 2001: Perching site choice in *Onychogomphus f. forcipatus* (L.): an experimental approach (Anisoptera: Gomphidae). Odonatologica 30(4), 445–449.
- MOOG O. & CHOVANEC A., 2000: Assessing the ecological integrity of rivers: walking the line among ecological, political and administrative interests. Hydrobiologia 422/423: 99–109. <https://doi.org/10.1023/A:1017053829050>
- MOOG O. & HARTMANN A., (Eds.) 2017: Fauna Aquatica Austriaca, Edition 2017. Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Vienna.
- MOOG O. & WIMMER R., 1990: Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. Wasser und Abwasser 34, 55–211.
- MOOG O. & WIMMER R., 1994: Comments to the water temperature based assessment of biocoenotic regions according to Illies & Botosaneanu. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 25, 1667–1673.
- MOOG O., SCHMIDT-KLOIBER A., OFENBOCK T. & GERRITSEN J., 2004: Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU ‘Water Framework Directive’? Hydrobiologia, 516, 21–33. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0993-5_2
- NAIMAN R.J. & DÉCamps H., 1997: The ecology of interfaces: Riparian zones. Annual Review of Ecology and Systematics 28, 621–658.
- OMERNIK J.M., 1995: Ecoregions: a framework for managing ecosystems. The George Wright Forum 12(1), 35–51.
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSIINSTITUT, 1996: ÖNORM M 6232 E – Guidelines for the ecological study and assessment of rivers. Österreichisches Normungsinstitut, Vienna.
- PETROVIČOVÁ K. & DAVID S., 2013: Ecology and habitat preferences of *Onychogomphus forcipatus* (Linnaeus, 1758) (Odonata: Gomphidae) from the Slovak Republic. Mendelnet 2013, 769–773.
- ROCHÉ J. & FROCHOT B., 1993: Ornithological contribution to river zonation. Acta Oecologia 14(3), 415–434.
- SCHMIDT E.G., 1985: Habitat inventarization, characterization and bioindication by a “Representative Spectrum of Odonata Species (RSO)”. Odonatologica 14(2), 127–133.
- SCHORR M., 1990: Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland. Ursus Scientific Publishers, Bilthoven, 465 pp.
- SCHORR M., 1996: Flußauenlibellen der Mosel und ihre Indikatorfunktion. Teil I. Aut- und Ethoökologie ausgewählter Arten. Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde - Ref. U3 (Tierökologie). Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft, Trier-Kernscheid, 79 pp.
- SCHORR M. & GOTZ K., 1996: Flußauenlibellen der Mosel und ihre Indikatorfunktion. Teil II Möglichkeiten ihrer Förderung im Rahmen von Kompensationsmaßnahmen. Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde - Ref. U3 (Tierökologie). Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft, Trier-Kernscheid, 43 pp.
- SCHWARZ M., SCHWARZ-WAUBKE M. & LAISTER G., 2007: Die Grüne Keiljungfer [*Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy 1785)] (Odonata, Gomphidae) in den Europaschutzgebieten Waldaist-Naarn,

- Maltsch, Tal der Kleinen Gusen, Böhmerwald und Mühläler (Österreich, Oberösterreich). *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs* 17, 257–279.
- SILIGATO S. & GUMPINGER C., 2005: Fischökologischer Zustand oö. Fließgewässerstrecken. Gewässerschutz Bericht 31/2004. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz, 122 pp.
- STEIGER J., TABACCHI E., DUFOUR S., CORENBLIT D. & PEIRY J.-L., 2005: Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems: a review for the temperate zone. *River Research and Applications* 21, 719–737. DOI: 10.1002/rra.879
- STERNBERG K. & BUCHWALD R., 2000: *Orthetrum coerulescens* (Fabricius, 1798) Kleiner Blaupfeil. In: STERNBERG K. & BUCHWALD R. (Eds.). Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur. Ulmer, Stuttgart, 506–523.
- STERNBERG K. & HÖPPNER B., 2000: *Aeshna mixta* Latreille, 1805 Herbst-Mosaikjungfer. In: STERNBERG K. & BUCHWALD R. (Eds.), Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur. Ulmer, Stuttgart, 82–93.
- STERNBERG K. & SCHMIDT B., 2000: *Aeshna grandis* (Linnaeus, 1758) Braune Mosaikjungfer. In: STERNBERG K. & BUCHWALD R. (Eds.), Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur. Ulmer, Stuttgart, 54–68.
- STERNBERG K., BUCHWALD R. & STEPHAN U., 2000: *Cordulegaster boltonii* (Donovan 1807) Zweigestreifte Quelljungfer. In: STERNBERG K. & BUCHWALD R. (Eds.), Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur. Ulmer, Stuttgart, 191–208.
- SUHLING F. & MÜLLER O., 1996: Die Flussjungfern Europas. Die Neue Brehm-Bücherei 628, Westarp Wissenschaften, Magdeburg; Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 237 pp.
- THIENEMANN A., 1925: Die Binnengewässer Mitteleuropas. Die Binnengewässer 1. Schweizerbart, Stuttgart, 255 pp.
- VERRY E.S., DOLLOFF C.A. & MANNING M.E., 2004: Riparian ecotone: A functional definition and delineation for resource assessment. *Water, Air and Soil Pollution, Focus* 4, 67–94.
- WARD J.V. & STANFORD J.A., 1995: Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* 11(1), 105–119.
- WARD J.V., TOCKNER K. & SCHIEMER F., 1999: Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management* 15(1–3), 125–139.
- WARINGER J., 1989: Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Althenwörther Donauau (Niederösterreich). *Natur und Landschaft* 64, 389–392.
- WEIHRAUCH F., 2015: *Orthetrum brunneum* (Fonscolombe, 1837). *Libellula Supplement* 14, 290–293.
- WIESBAUER H., 2019: Die Traisen. Rückblick – Ausblick. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus /Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abt. Wasserbau / Traisen-Wasserverband, Vienna, 192 pp.
- WIESBAUER H. & DENNER M., 2013: Feuchtgebiete – Natur- und Kulturgeschichte der Weinviertler Gewässer. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung / Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Vienna, 133 pp.
- WILDERMUTH H. & MARTENS A., 2019: Die Libellen Europas. Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 958 pp.
- WIMMER R. & MOOG O., 1994: Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Monographien des Umweltbundesamtes, Band 51. Federal Environment Agency, Vienna, 581 pp.
- WIMMER R. & WINTERSBERGER H., 2009: Feintypisierung Oberösterreichischer Gewässer [DVD]. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.
- WIMMER R., CHOVANEC A., MOOG O., FINK M.H. & GRUBER D., 2000: Abiotic stream classification as a basis for a surveillance monitoring network in Austria in accordance with the EU Water Framework Directive. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 28(4), 177–184.

WIMMER R., WINTERSBERGER H. & PARTHL G., 2012: Hydromorphologische Leitbilder – Fließgewässertypisierung in Österreich. Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management, Vienna, 44+160+30+39 pp.

Received: 2021 07 19

Address:

Univ.-Doz. Dr. Andreas CHOVANEC, Krotenbachgasse 68, A-2345 Brunn am Gebirge,
Austria. E-Mail: andreas.chovanec@bmlrt.gv.at

Pollination biology of two phenological forms of *Neotinea ustulata* (Orchidaceae) in Austria, with field experiments to clarify the biological significance of the plants’ “burnt tips”

Hannes F. PAULUS

The pollination biology of the burnt-tip orchid *Neotinea ustulata* with its two phenological forms was investigated in different protected areas around Vienna and in the Hohe Tauern National Park. The main pollinators of the spring form are *Tachina fera* and *T. magnicornis*, while some bumblebees, other wild bees and Cerambycidae are rarer pollinators. The main pollinator of the summer form is the tachinid fly *Nowickia ferox*. Choice experiments with intact versus manipulated *Neotinea* plants implied that the burnt tip of the inflorescence is an important visual and olfactory signal for the tachinid flies. The two phenological forms fulfil all criteria of biospecies (different morphology, different genetics, different smell, different ecological demands, as earlier investigations of other authors have found) with the consequence of complete reproductive isolation. It is justified to give *Neotinea aestivalis* the species rank instead of the typological systematization as a subspecies or just a variety.

PAULUS H.F., 2022: Bestäubungsbiologie der beiden phänologischen Formen von *Neotinea ustulata* in Österreich, mit einigen Feldexperimenten zur Klärung der biologischen Bedeutung der „verbrannten Blütenspitze“ der Pflanzen.

In der Umgebung von Wien und im Nationalpark Hohe Tauern wurden die Bestäubungsbiologie der beiden phänologischen Formen des Brandknabenkrautes *Neotinea ustulata* untersucht. Hauptbestäuber der Frühlingsform *N. ustulata* sind die beiden Raupenfliegen *Tachina fera* und *T. magnicornis*. Seltener Bestäuber sind Hummeln, andere Wildbienen und Bockkäfer. Der Hauptbestäuber der Sommerform ist dagegen die Tachinidae *Nowickia ferox* neben gelegentlichen Besuchen durch Hummeln. Wahlexperimente im Gelände mit unveränderten versus manipulierter Pflanzen machten wahrscheinlich, dass die „verbrannte“ Spitze der Infloreszenz ein wichtiges optisches und olfaktorisches Signal für die Raupenfliegen ist. Die beiden phänologischen Formen sind voneinander reproduktiv völlig isoliert, da sie morphologisch, ökologisch, und wie bereits andere Studien gezeigt haben, genetisch und über den Duft so verschieden sind, dass alle Kriterien für biologische Arten erfüllt sind. Es ist daher ge rechtfertigt, beide Formen als getrennte Arten zu betrachten und *Neotinea aestivalis* als Art zu führen anstelle der völlig typologischen Systematisierung als Subspezies oder gar Varietät.

Keywords: *Neotinea ustulata*, species rank of *Neotinea aestivalis*, pollination biology in Austria, Diptera, Tachinidae, *Tachina fera*, *Nowickia ferox*, *Bombus*.

Introduction

The orchid family, the second largest plant family in the world, accounts for around 25,000–28,000 described species, depending on whether a more typological or biological definition of species is used (WILLIS 2017, FAY 2018). In Austria we have about 80–85 different species depending on the acceptance of species status of some taxa (especially in the genera *Dactylorhiza*, *Nigritella* and *Epipactis*) (e.g. REDL 2003 or GRIEBL 2013). A special characteristic in the morphology of orchid flowers is the form of pollen presentation, packed in so-called pollinia or pollinaria. The complete number of pollen grains, mostly packed in tetrades, can be transferred to the stigma by a pollinator with only a single or

at least very few visits. This is an adaptation for getting a maximum of reproductive success for the many thousand to even a million seeds within one single flower. This kind of transport might be extremely successful in the case of an allogamic transfer to the next flower, but the risk of losing the entire male reproductive success after a “wrong” transfer (geitonogamy or autogamy) is also large. This is possibly one of the main selective pressures to evolve mechanisms to avoid self-pollination. It seems that the most common way to avoid or at least reduce self-pollination was the evolution of various kinds of deception by means of sometimes extraordinary methods of attraction without giving any reward. The “trick” is that a pollinator should become frustrated and stop further visitations. I called this hypothesis the “self-pollination-avoidance hypothesis” for the evolution of deceptive pollination modes within the whole family of orchids (PAULUS 1988, PAULUS & GACK 1990, NILSSON 1992). Experimental work with a fly-pollinated South African orchid *Disa pulchra* demonstrates that addition of nectar in the normally empty flowers increases the visitation rates and, as a consequence, the rate of self-pollination (JERSÁKOVÁ & JOHNSON 2006). Deceived pollinators learn very quickly to avoid deceptive flowers, thus provoking further visits to slightly different flowers of the same species. Exploiting the capacities of insects to learn to recognize flowers just visited, high individual variability was an evolving consequence in some orchid species to gain more visits (e.g. PAULUS 2007, 2018 or STEJSKAL et al. 2015).

In fact, estimations on how many orchid species are deceptive reach from about one third (RENNER 2005) to about half of the worldwide species (DRESSLER 1990). An exact number is only known for the European or Western Palaearctic species with more than 80 % of all species (PAULUS 2005). It is to be expected that the number of deceptive species worldwide is also much higher. Deceptive orchids employ various strategies to lure in their pollinators, which range from the advertisement of false nectar or pollen sources (most of the European genera) to the imitation of brood sites or even mating partners (*Ophrys* and *Serapias lingua* in Europe) (VAN DER PIJL & DODSON 1966, GUMPRECHT 1976, 1977; PAULUS 2005, 2014; JERSÁKOVÁ et al. 2006; JOHNSON & SCHIESTL 2016). Each type of deception is associated with a particular combination of floral traits, in most cases influenced by their reliance on particular groups of pollinators (PAULUS 2005, 2019; JOHNSON & SCHIESTL 2016; VALENTA et al. 2017). Conspicuous visual displays coupled with reduced floral scent emission and the attraction of male and female pollinators are traditionally considered an indication of food-deceptive pollination (GALIZIA et al. 2004; JERSÁKOVÁ et al. 2006, 2012, 2016). The often less conspicuous visual displays in European orchids, the exclusive attraction of either male or female insects and the emission of particular scent bouquets are, in contrast, associated with pollination by sexual deception or brood-site mimicry (AYASSE et al. 2011; VEREECKEN & SCHIESTL, 2009; BOHMAN et al. 2016; but see STREINZER et al. 2010). For many deceptive orchids, the investigation of the floral traits employed can provide an accurate estimate of their pollination strategy, which often follows the classification of pollination syndromes. A summary of these syndromes for European orchids is given by PAULUS (2005). Most of the members of the genera *Orchis*, *Anacamptis* or *Neotinea* are nutritive deception flowers, which means that the flowers appear like many other bee flowers but the nectar spurs are empty. However, some orchid species have intermediate characteristics and therefore are much more difficult to place (JERSÁKOVÁ et al. 2016). One of these is the case of the endangered European orchid species, *Neotinea ustulata* (L.) R.M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase with its two phenologically separated flower forms. I investigated the pollination biology of these two forms in greater detail during the last years, and want

to provide additional data to an earlier publication of which I was a part (MARTEL et al. 2021), with a focus on the Austrian situation, together with further experiments to learn more about the attracting signals.

Despite being widely distributed, *Neotinea ustulata* is a strange European orchid because of its remarkable flowers with a colour combination of a reddish-brown inflorescence tip and the labellum with similarly coloured dots. Observations across different locations in Europe support the early records that *N. ustulata* is mainly pollinated by tachinid flies (GODFERY 1933, VÖTH 1984), which seem to be attracted at least visually by the dark tip. Some first experimental choice tests in the field with *Tachina fera* flies (Tachinidae) – comparing visitation rates in inflorescences with intact and removed dark tips – support these observations (Paulus in MARTEL et al. 2021).

The second remarkable fact is that *N. ustulata* has two phenologically extremely divergent varieties systematized either as varieties (var. *ustulata* and var. *aestivalis*) or as subspecies. However, the relative importance of tachinids as pollinators seems to differ, playing a predominant role for the late flowering var. *aestivalis*. One of the unsolved questions in this respect is why the two forms exist and how they evolved. As the main flower traits are very similar between both forms, the question is whether two different pollinator spectra or even two specialized pollinators acted as selective agents. This suggests that pollinator-mediated selection may have driven the phenological divergence, and consequently variation in floral traits within *N. ustulata*. Morphological (e.g., slightly larger flowers in var. *ustulata*: see morphometrical studies in MARTEL et al. 2021), visual (i.e., spectral reflectance pattern) and chemical (e.g., pattern of semi- and low-volatile compounds) floral traits distinguish *N. ustulata* var. *ustulata* from var. *aestivalis* (MARTEL et al. 2021). Another explanation might be that differences in phenology, pollinator spectra and floral traits thereby seem associated with adaptation to insects that are available within their respective habitat and blooming period, as is usual in most more generalized pollination systems of members of the related genera *Orchis*, *Anacamptis* or other *Neotinea* (VÖTH 1999, PAULUS 2005, CLAESSENS & KLEYNEN 2011, 2016).

As the fruit set was high even in localities where *Tachina* species seemed to be rare (VÖTH 1999), I supposed that other pollinators must also be acting. To find out more about such possibly accidental pollinators, I frequently visited several growing sites around Vienna in the last years. Localities with many individuals of *Neotinea ustulata* are the "Perchtoldsdorfer Heide" near Vienna, the Lobau part of the Donau-Auen National Park along the river Danube, or in parts of the "Wiener Wald" at Gießhübl near Vienna. To find out if pollinator communities in the mountains are similar or even identical, we made some observations at the "Mitteralm" at 1500–1600 m above sea level in the Hohe Tauern National Park near Fusch (Salzburg). Because of the relatively late flowering time (beginning of July, instead of May or June) these plants could belong to the summer form, but from the plant characteristics they belong to the spring form of *N. ustulata*.

A further aim was to investigate the pollination biology of the summer form of *N. ustulata* to find out which insects are mainly attracted and really pollinate this form. The summer variety is only very locally distributed in the wider surroundings of Vienna. There are only very few observations on pollinators. Known are the records of MRKVICKA (1991) who observed the small longhorned beetle *Pseudovadonia* (=*Leptura* auct.) *livida* (F.) (Cerambycidae) and the picture of an Oedemerid beetle *Chrysanthia* spec. (DANESCH & DANESCH

1962). I was able to observe more visitors at two localities near Vienna during the last years. One growing area with 40–80 individuals is in the so-called “Aumüllerwiese-Schattenwiese” in the “Lainzer Tiergarten” of Vienna. The other locality is the “Weiderwiese” near Purkersdorf, west of Vienna. Further distribution points are the “Dianawiese” within the “Sparbacher Tierpark” near Vienna, and I was able to newly discover an occurrence in the “Frauenwiese” near Loretto (northern Burgenland). To my surprise, I found about 50 plants at the end of June 2020. Why these plants had been overlooked all these years is puzzling as this wet meadow is a prominent protected area with a well-known flora (e.g. KUYPER et al. 1978).

Material and methods

All observations were done in the field directly in the habitats over the last 20 years. Observations of pollination were done especially in the Lobau (Donau-Auen National Park) in and near Vienna, the Neusiedler See – Seewinkel National Park near Illmitz (Burgenland), and on two protected smaller meadows – the “Frauenwiese” in northern Burgenland and the “Aumüllerwiesen” in the Lainzer Tiergarten in Vienna.

Only those insects which did remove or are clearly able to remove pollinaria were considered as pollinators. Others are just visitors and play no role for pollination.

As orchid flower visiting insects are normally rare to see, experimental choice tests in the field can only be done under very special conditions. As pollinator bees learn very quickly to avoid deceptive orchid flowers just visited, such tests are only possible if many still inexperienced pollinator individuals are flying in the study area. During all these years, only twice did I have the opportunity to conduct such choice experiments. Once at the Gießhübl meadows near Mödling (Wienerwald) ($48^{\circ}05'54.25''N / 16^{\circ}13'12.59''E$, 433 m) with the spring form and *Tachina fera* in May 2015. The other field experiments were done near Schlagl-Gloggnitz ($47^{\circ}38'20.50''N / 15^{\circ}54'02.46''E$, 926 m) with the summer form. These plants had been removed from the Schattenwiese/Aumüllerwiese ($48^{\circ}10'02.88N / 16^{\circ}12'09.22''E$, 372 m) just before the cut of this meadow, and transferred to the flying side of *Nowickia ferox* near Schlagl. On the meadows near Gießhübl in normal years there are about 25–50 plants of *N. ustulata*. For experimental work, a few plants were manipulated in the ways described in more detail in the respective chapters (Figs. 10 and 11). As in all cases the total numbers of visits by the flies are low, and a repetition of more observations was not possible because of the learning capacities of all flies, which avoid further interactions after unsuccessful visits. Unfortunately, the following year (2021), the number of plants was catastrophically low due to extreme dryness, so that no further experiments could be done. I present just the original numbers of the results. A statistical analysis would not reveal more than is already offered by the basic numbers. All photos in the text are by the author.

Results and reviews

Further observations on the spring form of burnt orchid or burnt-tip orchid *Neotinea ustulata* subsp. *ustulata* (L.) R.M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase

The burnt-tip orchid is an inhabitant of nutrient poor grasslands and warm mountain meadows until 1900–2000 m above sea level. Start of flowering is end of April or begin-

ning of May, in mountain areas later. The small flowers have a very short (about 2 mm) downwards-directed nectar spur without any reward. The smell is slightly of sweet honey. Systematic investigation of the pollination biology did not exist until the intensive observations of Walter VÖTH near Vienna. He confirmed the incidental observation of the tachinid fly *Tachina (Echinomyia) magnicornis* by GODFERY (1933). VÖTH (1984) made more intensive observations of this parasitic fly on caterpillars. The flies landed on the top of the orchid and lowered the proboscis into a flower, seeking nectar (Fig. 1). In many cases the pollinaria were attached at the underside of the proboscis tip (Fig. 2). As I could see myself, the flies sitting on the top of the inflorescences dabbed many of the top flowers – even those which were still closed. Continuing down the inflorescence they found the opened flowers and inserted their proboscis. As some of these visitors had up to 5 pollinaria attached to the tip of their proboscis, they should be very good pollinators. VÖTH (1984) noticed some other visitors (small butterflies and diurnal moths) but these were never able to extract pollen. A summary of our recent observations together with data on genetics, morphometrics, olfactory compounds and some data on pollination is given by MARTEL et al. (2021)

Observations near Vienna

From my own observations, *Neotinea ustulata* subsp. *ustulata* is also visited by bumblebees and some other solitary bees. These bees land at the bottom of the inflorescences and move towards the top as bumblebees usually do on vertical inflorescences (PYKE 1978). Despite their long proboscides, they were able to remove pollinaria that were attached to the upper side of the tip.

Near Vienna (Gießhübl and Perchtoldsdorfer Heide) I found the following pollinating bumblebee species:

Bombus ruderarius queens (many observations)

Bombus terrestris queens (many observations)

Bombus pascuorum worker (many observations)

Bombus pratorum males (many observations)

Psithyrus vestalis queens (a few observations)

Psithyrus rupestris queens (a few observations)

Osmia rufohirta male (one single observation) (Fig. 4C)

Anthophora plumipes (a few observations)

Anthophora aestivalis (one single observation) (Fig. 4D)

Whereas the bumblebees were regularly able to remove pollinaria, the two species of *Anthophora* always had difficulties due to their extremely long proboscides, which almost prevented these bees from finding the entrance to the flower's spur. In some cases they were successful but then instantly lost the just attached pollinaria.

Some own investigations in the higher mountains: population in the Hohe Tauern National Park, Großglockner Hochalpenstrasse

During several "pollination biology" field courses with my students and with my co-workers (Johannes Spaethe and Johann Neumeyer), we mainly studied bumblebee ecology to demonstrate the potential of bumblebee communities to contribute to understanding of ecological evolutionary strategies (see NEUMAYER & PAULUS 1999). But only two of the bumblebee species acted as pollinators in *N. ustulata* (see MARTEL et al. (2021): *Bombus mucidus* worker (Fig. 3A) and

Bombus pyrenaeus worker (Fig. 3B).

In two cases I even observed a cerambycid beetle (*Leptura annularis* = *Strangalia arcuata*) visiting flowers (Fig. 4E).

While *Tachina fera* and *T. magnicornis* were only rarely seen around Vienna, *Tachina fera* was common on the Mitteralm in the Hohe Tauern National Park. Many observations of pollination by this fly could be observed at the beginning of July during several years.

Males of *Tachina* often patrol at grassland sites looking for females. They mostly use exposed small plants as resting places to keep watch for flying females. All similar flying objects were inspected by a quick approach. As individual males often use the same resting places, this looks similar to territorial behaviour. Other conspecific males are attacked, other flying objects (other flies, honeybees or small flying beetles) are briefly inspected. If there are flowering orchids like *Dactylorhiza fuchsii* or, even better, *Neotinea ustulata* in the area, these are used preferably.

But these males sitting on top of *Neotinea ustulata* show the same behaviour already described by VÖTH (1984). After landing on the “burnt” tip, some males turn downwards to inspect the nearest flowers of the inflorescence for nectar with erected proboscides. After visiting two or three flowers the flies return to the tip. During this inspection pollinaria could be removed and are possibly attached on the underside of the proboscis tip. Thereafter, most flies move on to the next observation point. If this is another *Neotinea ustulata*

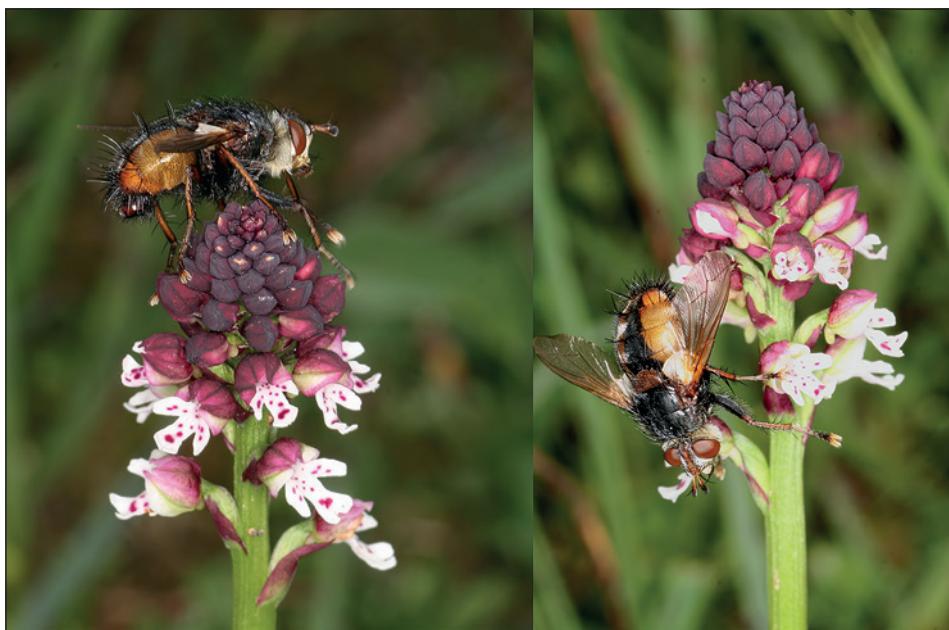


Fig. 1: Males of *Tachina fera* mainly land on the top of the burnt-tip orchid *Neotinea ustulata*, then sometimes turn downwards to inspect the nearest flowers of the inflorescence for nectar. – Abb. 1: Männchen von *Tachina fera* landen überwiegend auf der “verbrannten” Infloreszenzspitze von *Neotinea ustulata*, um sich dann nach unten zu den nächst gelegenen Blüten zu wenden, um nach Nektar zu suchen. – Hohe Tauern National Park, Mitteralm near Fusch 4 July 2006.



Fig. 2: *Tachina fera* is the main pollinator of the spring form of the burnt-tip orchid *Neotinea ustulata*. – Abb. 2: *Tachina fera* ist der Hauptbestäuber der Frühjahrsform von *Neotinea ustulata*. – Hohe Tauern National Park, Mitteralm near Fusch, 21 July 2010.

plant, pollination can occur. It is important to note that nectar seeking only occurred in *Neotinea* and never in *Dactylorhiza*, though it sometimes also occurred on *Thymus* or *Origanum* flowers, which interestingly have a very similar "burnt" colour to the top of *Neotinea*. This colour type seems to be an attractive signal for these *Tachina* flies.

During the several observation years, some of these males had up to 10 pairs of pollinaria attached to the proboscis. As this number of pollinaria obviously disturbed most of the flies, they began intensive cleaning behaviour using their front legs. After a short time most of the pollinaria were removed. Only a few pollinaria remained. These observations demonstrate that there must be a strong selection pressure on a good adhesion property of the pollinaria's viscidia. It also shows that there is a heavy loss of pollen in this orchid.

The question is if only males act as pollinators. Only males have this type of semi-territorial behaviour. Do females also visit the orchid flowers? To find this out, we caught all individuals of *Tachina* to check whether they had pollinaria on their proboscides, and how many. As I had also observed visits by bumblebees several times, we also caught all bumblebee and larger hoverfly individuals to study their proboscides for pollinaria. After inspection, all individuals were released again. As we were well experienced in determination of free-flying bumblebees in this area (NEUMEYER & PAULUS 1999), the results of these counts are summarized in Table 1

The checked individuals had removed a total of 179 pollinaria (=100 %). 86.5 % were found on the proboscides of *Tachina fera*, most of them in males (= 78.7 %). This means that the main pollinators of *Neotinea ustulata* subsp. *ustulata* are males of *Tachina fera*, and only some of their females (7.8 % of the pollinaria). Of the eight occurring bumblebee species

Tab. 1: List of all individuals of *Tachina fera* and *Bombus* species checked for pollinariae of *Neotinea ustulata* subsp. *ustulata* at their proboscides. The data are the sum of the years 2010–2013 from the “Mitteralm” (ca. 1500 m) (Hohe Tauern National Park, near Fusch), each beginning of July. – Tab. 1: Liste aller auf Pollinarien von *Neotinea ustulata* am Rüssel untersuchten *Tachina* und Hummelarten auf der Mitteralm (Nationalpark Hohe Tauern nahe Fusch) der Jahre 2010–2013, jeweils Anfang Juli.

species	sum of checked individuals	individuals with pollinaria	number of pollinaria attached on the proboscis/indiv.	sum of pollinaria
<i>Tachina fera</i> -♂♂	78	37	2♂♂: 10 3♂♂: 7 18♂♂: 4 14♂♂: 2	141 = 78,7 %
<i>Tachina fera</i> -♀♀	29	6	1♀: 4 5♀♀: 2	14 = 7,8 %
<i>Bombus mucidus</i> w (=worker)	21	4	1w: 6 3w: 2	12 = 6,7 %
<i>Bombus pascuorum</i> w	44	3	3w: 2	6 = 3,3 %
<i>Bombus hortorum</i> w	21	0		
<i>Bombus ruderarius</i> w	12	0		
<i>Bombus lucorum</i> w	55	0		
<i>Bombus soroeensis</i> w	17	0		
<i>Bombus wurflenii</i> w	13	0		
<i>Bombus sichelii</i> w	9	0		
<i>Pipiza</i> sp. (Syrphidae)	1	1	1: 2	2 = 1,1 %
<i>Leptura annularis</i> (Cerambycidae)	2	1	1: 0 1: 4	4 = 2,2 %
Sum	301	52		179 = 100 %



Fig. 3: Bumblebees as pollinators of the spring form of the burnt-tip orchid *Neotinea ustulata* subsp. *ustulata*: left *Bombus pyrenaeus*, right *Bombus mucidus*. – Abb. 3: Hummeln als Bestäuber der Frühlingsform von *Neotinea ustulata*: links *Bombus pyrenaeus*, rechts *Bombus mucidus*. – Hohe Tauern National Park, Kasereckwiesen, 1700 m, 12 July 2012.

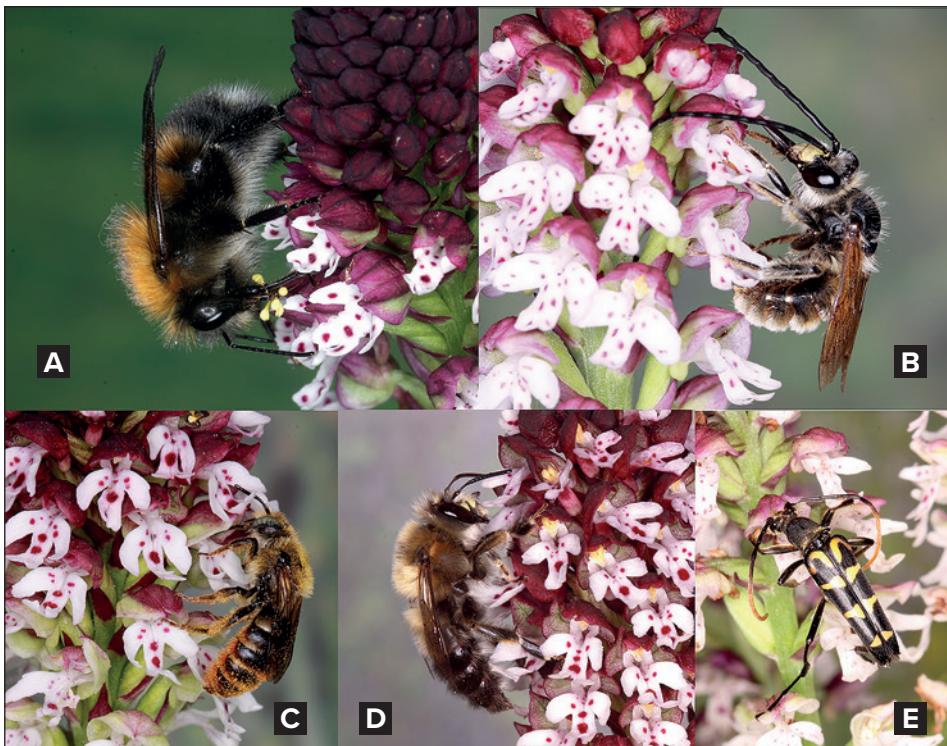


Fig. 4: *Neotinea ustulata* is rarely visited by other wild bees and sometimes even beetles. – Abb. 4: *Neotinea ustulata* wird nur selten von anderen Wildbienen und gelegentlich auch von Käfern besucht. – A. *Bombus hypnorum* male (Apidae) on *N. ustulata* subsp. *aestivalis*: Wien, Lainzer Tiergarten, Aumüllerwiese 27 June 2009, B. *Eucera pollinosa* male (Anthophoridae) on *N. ustulata* subsp. *aestivalis*: northern Burgenland, Frauenwiesen near Loretto 23 June 2020, C. *Osmia rufohirta* male (Megachilidae) on *Neotinea ustulata* subsp. *ustulata*: Wienerwald, Groisbach-Alland 25 April 2020, D. *Anthophora aestivalis* male (Anthophoridae) on *N. ustulata* subsp. *ustulata*: near Vienna, Gießhübl 30 April 2020, E. *Leptura annularis* (=*Strangalia arcuata* (Panzer, 1793) (Coleoptera, Cerambycidae) on *N. ustulata* subsp. *ustulata*: Hohe Tauern National Park, Mitteralm near Fusch 20 July 2010.

in this area, only two (*Bombus mucidus* and *B. pascuorum*) also visited *Neotinea ustulata*. These two species had 10.0 % of all pollinaria.

Why tachinid flies are attracted by this orchid species, and with which signals, is only partly investigated (MARTEL et al. 2021). To understand what kind of signals are responsible for this strong attraction, we needed to conduct further experiments.

The stimulus effectiveness of the burnt colour of the top of the inflorescence was tested by Paulus (in MARTEL et al. 2021) by choice tests between total plants and plants with removed tips. To ensure that the two plants to be tested had the same attractivity, they were tested before as intact plants. They were chosen by *Tachina fera* equally. After manipulation, the flies preferred plants with intact tops over plants with removed tips. After reattachment of the removed top, both plants again had the same attractivity. This demonstrates that the top is an important signal for choosing the orchid inflorescence. But this

test did not differentiate between colour alone and a possible (additional?) olfactory signal of this top. To find this out, I repeated these kinds of choice experiments in the summer of 2020, but with the summer form (subsp. *aestivalis*) and with a different, but very similar, tachinid fly, *Nowickia ferox*.

Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis

It has long been known that, after the spring form, in some regions there also exists a summer form. First citations are from Vogge & Angelbrodt (1886 cited in BERGFELD 2018), later from NEUMANN (1905) or ZIMMERMANN (1910) (under “*Orchis ustulatus* L. *biflorens*”) and GUMPRECHT (1981) in SW-Germany (Kaiserstuhl). Early reports for Switzerland are from DANESCH & DANESCH (1962). First reports for Austria are from TIMPE (1987, 1989) (southern Burgenland, Steiermark), for Bavaria from WUCHERPENNIG (1992). A recent review was given by BERGFELD (2018). Meanwhile we know that the summer form is widely distributed in Europe. In Southern Europe the form seems to occur in mountain areas only (unpubl. observations by M. Hirth in Northern Greece). The summer form of the burnt tip orchid starts flowering at the end of June, long after the spring form, and grows in totally different habitats. Plants of the summer form are also much higher than the spring form (up to 80 cm!), presumably because grassland plants are already quite high at this time of year. Besides the clearly separated flowering time and the much taller habitus, flower morphology is only statistically different with an overlap (MARTEL et al. 2021). But the smell is different: a little like lemon in the summer form, while the spring form smells more like honey. First gaschromatical investigations were done by MARTEL et al. (2021). According to KÜMPEL & MRKVICKA (1990) flowers of *aestivalis* used to be more open in comparison to the spring form. But the differences are small. In fact, some of the older intensive morphometric studies find only weak differences (TALI et al. 2004, 2006; HARAŠTOVÁ-SOBOTKOVÁ et al. 2005). MARTEL et al. (2021) find a better separation in their multivariate statistical analyses. KÜMPEL (1988) described the summer form as *Orchis ustulata* var. *aestivalis*, later together with Mrkvicka they gave the rank of a subspecies (KÜMPEL & MRKVICKA 1990).

As mentioned before, the results on morphology are ambiguous. As summarized in HARAŠTOVÁ-SOBOTKOVÁ et al. (2005), indirect gradient analysis has not shown a distinct separation of early- and late-flowering individuals in the ordination space. The new statistical analyses of MARTEL et al. (2021), however, found a small but clear difference in all inflorescence measurements. The differences in flower morphology given by KÜMPEL & MRKVICKA (1991) are not consistent because the two flower forms exist in both types of *ustulata*. As cited by MARTEL et al. (2021), however, according to MANOVA, populations of early- and late-flowering plants can be distinguished by plant height, leaf length, numbers of basal (rosette) and stem leaves, and even better by certain ratios of these numbers (Fig. 13).

All genetic analyses done by HARAŠTOVÁ-SOBOTKOVÁ et al. (2005), on the other hand, are definite, and consistently distinguish two groups. Random amplified polymorphic DNA (RAPD) markers have shown that the early- and late-flowering populations differ significantly from one another. “Principal coordinate analysis (PCoA) based on a presence/absence matrix of RAPD bands separated the two groups, implying that the difference in flowering phenology could form an effective barrier to gene exchange. Partitioning of genetic diversity in analysis of molecular variance (AMOVA) has shown that the genetic

divergence between the two groups, early- and late-flowering populations, is somewhat greater (33 %) than the genetic variability among populations within a particular group (23 %). After elimination of the effect of sample origin from the model, direct gradient analysis (RDA) has shown that the early- and late-flowering groups differ significantly in their RAPD spectra. To conclude, these results indicate the presence of two genetically, phenotypically and phenologically distinct taxa". The astonishing conclusion from a phylogenetic point of view is that, because of the weak morphological differentiation¹⁾, they could not decide on another classification, as the taxonomic rank of variety, than subspecies. This is the result of complete typological rather than biological thinking because one of the most important criteria for a biospecies is the evidence of reproductive isolation. The result of a distinct genetic separation between both forms is best interpreted as the consequence of an isolation in reproduction, and of different ecological demands. Beside the strong phenological separation of at least 4 – 6 weeks, both forms grow in completely different habitats: *N. ustulata ustulata* on dry meadows from the end of April to the beginning of June, in higher elevations later, *N. ustulata aestivalis* on wetter meadows (often

1) Weak morphological difference is of course no argument against systematization of two forms as two different species. In insects or spiders there exist numerous examples of extremely similar species, but with good arguments that these are indeed different biospecies. Another real problem in botanical systematics is that there is no distinct definition of subspecies. Some colleagues use the term for geographically separated populations of the same species (like in zoology), but some use it in the sense of micro-species, or even just as a form of variety. In any case, subspecies is a category **within** the species, with the logical consequence that subspecies are not reproductively isolated from the other individuals of this species.



Fig. 5: The three main pollinators of *Neotinea ustulata* are *Tachina magnicornis* and *T. fera* of the spring form, and *Nowickia ferox* of the summer form. These species are not easy to separate. The main characteristics for separation are indicated here. A further differentiation of *Tachina* and *Nowickia* is the shape of the mouthpart palpus (characters from TSCHORNSIG & HERING 1994). – Abb. 5: Die drei Hauptbestäuber von *Neotinea ustulata* sind *Tachina magnicornis* und *T. fera* auf der Frühlingsform und *Nowickia ferox* auf der Sommerform. Diese drei Arten sind nicht immer leicht zu unterscheiden. In der Abb. sind die wichtigsten Unterscheidungsmerkmale dargestellt. *Tachina* und *Nowickia* unterscheiden sich außerdem in der Gestalt des Palpus. Merkmale nach TSCHORNSIG & HERING (1994).

together with *Dactylorhiza incarnata*, *Epipactis palustris* or even *Gentiana pneumonanthe*) from the end of June until the middle of August and later.

But the situation regarding the late flowering types is possibly not so quite so clear. REINICKE & RIETDORF (1991) demonstrated that there are possibly three types of *N. ustulata*. Besides the common early variant and the very local late form, there possibly exists a more widely distributed third type which sometimes blooms in the same habitats as the early form. This is supported by morphometric studies by TALI et al. (2006). In their Fig. 2 (p. 18), a cluster analysis from different populations throughout Europe (mainly northern parts) resulted in three types: the early form (*ustulata*), the very late form (*aestivalis*) and a third form which might be provisionally named “*pseudoaestivalis*”.

How to recognize *Tachina* and *Nowickia* species

Tachina and *Nowickia* species mainly visit flowers with easily reached nectar, like *Eupatorium*, *Origanum* or *Thymus*, which interestingly have similar colours to *Neotinea ustulata*. This orchid's buds and tips, in particular, correspond with the brownish-purple colour of these nectar offering flowers. Separation of the three species is not easy in the field. Therefore, I provide a picture with all three forms indicating the main differences (Fig. 5).

Situation in eastern Austria (own investigations)

Lainzer Tiergarten (Vienna): Aumüllerwiese

A small population of *N. ustulata* subsp. *aestivalis* is long known from the “Aumüller Wiese” (Lainzer Tiergarten in Vienna), on the clearly wet part of this meadow near open small ponds. I have controlled these plants for some years, normally starting around the end of June or beginning of July with blooming. In some years there are about 25–30 plants. The plants grow together with *Epipactis palustris*, *Gymnadenia cf. densiflora* and many later flowering *Gentiana pneumonanthe*. This meadow is well known and is mowed very late (October). On the “Schattenwiese”, nearby, I had only ever found just single plants in some years. In 2020, in the southern part of this meadow, I discovered a further population of about 50–60 plants in late June. Here, the cut time in 2020 was before 20 September. This is too early for successful fruiting of these rare plants.

Weiderwiese near Purkersdorf

This four-part grassland belongs to the old Weidlingauer Bürgerspitalswald 2 forest, now known as the Purkersdorfer Bürgerspitalswald²⁾ (Fig. 6). The grassland parts belong to a periodically wet Molinieta with a central part that is only rarely cut. This part harbours the last remaining *Iris sibirica*, which were more frequent in earlier times, and sometimes many *Epipactis palustris*. The three other parts are regularly cut. In 2020 all parts were already cut on 30 July, with the result that all *Neotinea aestivalis* plants had not been able to fruit.

I visited this grassland directly adjacent to the A1 motorway west of Vienna on 24 June 2020 and was able to find about 75 specimens of the summer form full in bloom in the wetter parts of the grassland. Interestingly, in July 2021 not a single plant was flowering.

2) https://www.geschichtewiki.wien.gv.at/Weidlingauer_B%C3%BCrgerspitalswald_2; <http://www.botanische-spaziergaenge.at/viewtopic.php?f=30&t=2086>; <https://www.bpwu.at/de/artikel/biosphere-volunteer-das-war-die-pflegesaison-2020#&gid=1&pid=19>

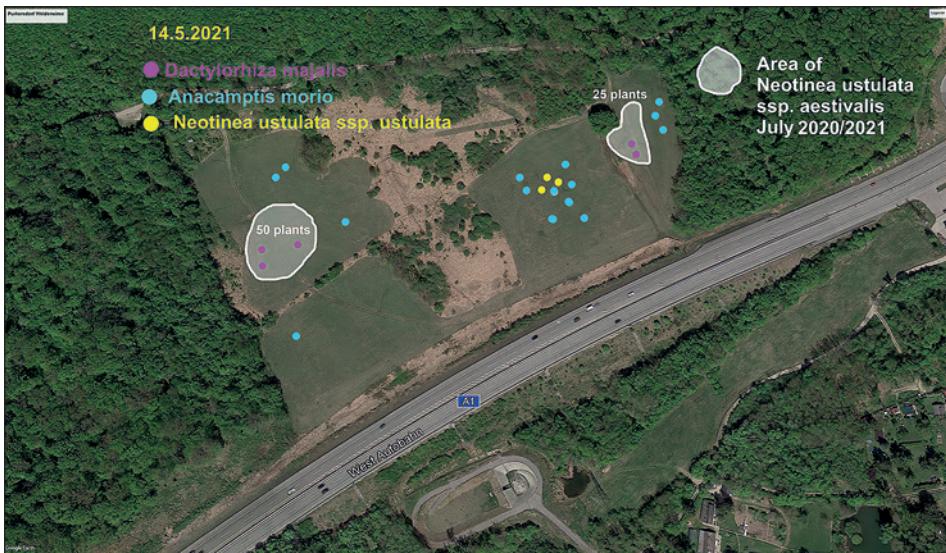


Fig. 6: Small-scale mapping of individual orchid plants on the Grassland „Weiderwiese“ near Purkersdorf during spring and summer 2020 and 2021. Local distributions of the orchids *Neotinea ustulata* subsp. *ustulata* (yellow dots), *Anacamptis morio* (blue) and *Dactylorhiza majalis* (purple) in spring time (14 May 2021) and summer time (end of June/beginning of July) (white small areas: *N. ustulata* subsp. *aestivalis* only). The spring form was found only in the dry parts together with *Anacamptis morio*, whereas the summer form occurred in the wet parts of the meadow where the marsh orchid *Dactylorhiza majalis* was found in spring. This orchid belongs to the typical indicators of wet conditions. Both forms of the burnt-tip orchid can be found in the same area, but are ecologically well separated as the consequence of their different ecological demands. – Abb. 6: Kleinräumliche Kartierung der Individuen verschiedener Orchideen auf der Weiderwiese nahe Purkersdorf im Frühling und Sommer der Jahre 2020 und 2021. Die lokale Verteilung von *Neotinea ustulata* subsp. *ustulata* (= Frühlingsform) (gelbe Punkte), *Anacamptis morio* (blaue Punkte) und *Dactylorhiza majalis* (lila Punkte) im Frühling (14.5.2021). Im Sommer gab es ausschließlich *N. ustulata* subsp. *aestivalis* (weiß umrandete Kleinareale). Die Frühlingsform fand sich ausschließlich in dem zentralen, trockenen Teil zusammen mit *Anacamptis morio*, die Sommerform dagegen ausschließlich in den beiden feuchten Teilen der Wiese, auf denen im Frühling *Dactylorhiza majalis* steht. Letztere Orchidee ist ein typischer Feuchteanzeiger. Auf der Wiese kommen zwar beide Formen von *Neotinea ustulata* vor, sind aber wegen ihrer verschiedenen ökologischen Ansprüchen kleinräumlich klar getrennt.

In the uncut central part, about 10 *Epipactis palustris* were found in summer time. A remarkable aspect is the lack of *Gymnadenia conopsea* aggr., because these orchids were always found together with *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis* in other meadows near Vienna.

The Weiderwiese is the only locality known to me where both forms occur, but with a phenological distance of at least 5 – 6 weeks. On 15 Mai 2021, in the central part only, which is much dryer than the three other parts of the meadow, I found 8 plants together with *Anacamptis morio*. The summer form grew only in the wetter areas where *Dactylorhiza majalis* flowered in spring, as a good indicator for wetness. This means the two forms of *Neotinea ustulata* occur together sympatrically but not syntopically, because of the clear difference in ecological demands (Fig. 6).

Frauenwiese near Loretto (northern Burgenland)

I was recently able to newly discover one further occurrence of the summer form on the protected wet grassland called the “Frauenwiese”, near Loretto (Fig. 7). Here, I found more than 50 plants of the late summer form in full bloom in late June 2020.

Like on the “Weiderwiese”, *N. ustulata* subsp. *aestivalis* is associated here with typical wetland orchids like *Epipactis palustris*. Many *Dactylorhiza incarnata* and even *Dactylorhiza traunsteineri* flower in spring time (Fig. 7). Interestingly, two different *Gymnadenia* taxa of the *conopsea* group grow successively along these wet grasslands. The early form (starting end of May) only has a very weak smell during the day, but stronger at night, the later form (starting middle of June or later) has a strong smell both day and night.

The “Frauenwiese” is a Natura 2000 site³⁾ with a well-known flora (e.g. KUYPER et al. 1978). Whereas the two species of *Gymnadenia* are a case of an unsolved taxonomical problem (see DWORSCHAK 2001, 2002, TRÁVNÍČEK et al. 2012), the occurrence of *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis* is surprising because these plants must have been overlooked all these years.

3) For a good description of this protected area, see page 4 of the enactment document: [https://apps.bgld.gv.at/web/landesrecht.nsf/0/8E4051BC0D079496C1257B730025276F/\\$FILE/EUSchG%20Leithaprodersdorf%20Frauenwiesen%20und%20Johannesbach%20L103-10037-3%20-%20formatiert.pdf?Open](https://apps.bgld.gv.at/web/landesrecht.nsf/0/8E4051BC0D079496C1257B730025276F/$FILE/EUSchG%20Leithaprodersdorf%20Frauenwiesen%20und%20Johannesbach%20L103-10037-3%20-%20formatiert.pdf?Open);

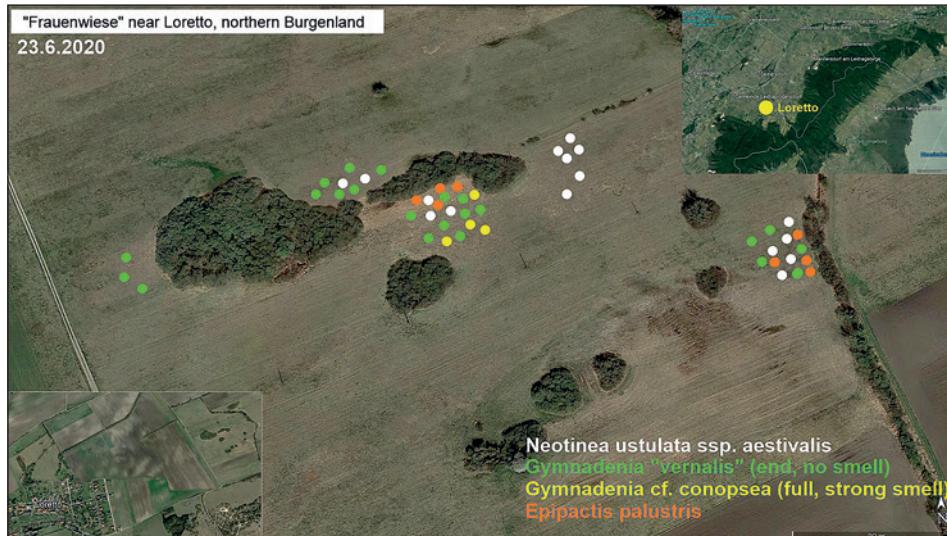


Fig. 7: Local distributions of the orchids *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis* (white dots), *Gymnadenia* cf. *vernalis* (green dots), *Gymnadenia* cf. *conopsea* (yellow dots) and *Epipactis palustris* (orange dots) on the “Frauenwiese” northeast of Loretto (northern Burgenland) on 23 June 2020. Each dot represents an individual or a group of plants of the respective species. *Dactylorhiza incarnata* and *D. traunsteineri* grow within the same habitats in springtime. – Abb. 7: Kleinräumliche Verteilung der Orchidee *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis* (weiße Punkte), *Gymnadenia* cf. *vernalis* (grüne Punkte), *Gymnadenia* cf. *conopsea* (gelbe Punkte) und *Epipactis palustris* (orange Punkte) auf der “Frauenwiese” nordöstlich von Loretto (N-Burgenland) am 23.6.2020. Jeder Punkt stellt eine Einzel- oder kleine Gruppe von mehreren Pflanzen der betreffenden Arten dar. An denselben Kleinhabitaten stehen im Frühling außerdem *Dactylorhiza incarnata* und *D. traunsteineri*.

It is worth noting that another protected area, the "Stotzinger Heide" is quite close. But this area is a classical Pannonian dry or arid grassland of the so-called Cirsio-Brachypodion type, with the occurrence of orchids typical for this kind of habitat, all flowering in May/ beginning of June: *Ophrys sphegodes*, *Ophrys holosericea* (in most of the last years nearly one thousand (!) plants⁴⁾), *Ophrys insectifera* (quite common), *Orchis purpurea*, *Orchis militaris* and many *Neotinea ustulata* subsp. *ustulata*. The original reason for the official protection of this area was an occurrence of the European ground squirrel (*Spermophilus citellus*), which meanwhile seems to have disappeared. But the protection status is much more justified by the extraordinarily large number of these rare orchids⁵⁾ which are not mentioned in the original floristic description of this area (KRAUSCHER 1983).

New observations of the pollination biology of the summer burnt-tip orchid

Nearly nothing was known about the pollination of the summer form of *N. ustulata*.

DANESCH & DANESCH (1962: p. 111) found an oedemerid beetle *Chrysantha* and MRKVICKA (1991) observed the small longhorned beetle *Pseudovadonia livida* (sub *Leptura livida*). Ever since, the summer form has been thought to be pollinated by beetles. But the photo with the oedemerid beetle was taken in Graubünden (Switzerland) at 1900 m above sea level on 2 July 1990, and from the picture alone it is not certain that this was indeed the summer form. Since this small longhorn beetle is rare, and since I never observed

4) I visited this area in 2017 for the first time and counted about 600–700 *Ophrys holosericea*.

5) <http://forum.flora-austria.at/viewtopic.php?t=882>



Fig. 8: *Nowickia ferox* (Tachinidae) was first discovered as a regular pollinator together with many of the summer form of *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis* on the Frauenwiese (northern Burgenland near Loretto); 20 June 2020. – Abb. 8: *Nowickia ferox* (Tachinidae) als Bestäuber entdeckte ich zusammen mit vielen der Sommerform *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis* auf der Frauenwiese (Loretto, N-Burgenland, 20.6.2020).

any flower visits by this beetle, I believe that it is not a regular pollinator. Several times I was, however, able to observe bumblebees pollinating the late form: *Bombus hypnorum* (27 June 2009) and *B. terrestris* (4 July 2009).

Frauenwiese

On 20 June 2020, I observed an old male of *Eucera pollinosa* trying to find the entrance of the flower's spur with its very long proboscis. But even though it worked for nearly one minute, it was unable to remove pollinaria (Fig. 4B). I also observed several individuals of the fly *Nowickia ferox*, which look very similar to *Tachina*. After a closer look at home I realized that these belong to another genus. These flies behave like *Tachina*, landing primarily on the top of the inflorescences and thereafter turning down to the nearest open flowers to put their proboscis into the spur. In nearly all cases pollinaria were removed (Fig. 8).

Schattenwiese (Lainzer Tiergarten)

On 20 July 2020, several males of *Bombus soroeensis*, *B. terrestris* and *B. lucorum* visited flowers, all removing pollinaria. Interestingly, I again observed 5 individuals of *Nowickia ferox* visiting different plants of *N. ustulata* subsp. *aestivalis*. As described before, they also landed on the top of the inflorescences, but one male landed on the side and moved to the top, visiting several flowers. They all removed pollinaria and should be very successful pollinators.



Fig. 9: *Bombus terrestris* male (left) and *B. lucorum* male (right) are also rarely pollinators of the summer burnt-tip orchid *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis*. – Abb. 9: *Bombus terrestris*-Männchen (links) und *B. lucorum*-Männchen (rechts) sind ebenfalls selten Bestäuber der Sommerform des Brandknaubenkrautes *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis*. – Weiderwiese near Purkersdorf 26 June 2020.

Weiderwiese (Purkersdorf)

On 24 June 2020 I observed several males of *Bombus terrestris* and one male of *Bombus lucorum* (Fig. 9) visiting flowers of *N. ustulata* subsp. *aestivalis*. On 2 July 2020 I observed some individuals of the small longhorned beetle *Pachytodes erraticus*. But none of these specimens removed pollinaria. The beetles normally sat on the flowers of *Inula salicina* to feed on pollen. I caught one male of *Nowickia ferox* with about 6–7 pollinaria on its proboscis, which surely originated from *N. ustulata* subsp. *aestivalis* as there were no other orchids in the vicinity. On 20 July 2020 I still saw many *Neotinea* plants in peak flowering period. Unfortunately, the meadow was cut on 30 July 2020. No plants could be found any more to count fruiting success.

What is the significance of the burnt-tip: Experimental field work with *N. ustulata*

The difficulty with this experimental work is that it can only be done when there are enough flies active in the test area lacking previous experiences with *Neotinea ustulata*. This is rarely the case. The other method is to sum up results of many years of observations.

N. ustulata subsp. *ustulata*

In the middle of May 2017 I had the opportunity for some experimental observations with the spring form and flying *Tachina fera* near Gießhübl (near Vienna). Most of the *Tachina* were visiting *Thymus* (possibly *praecox*) or *Knautia* for nectar. Two picked plants of *N. us-*

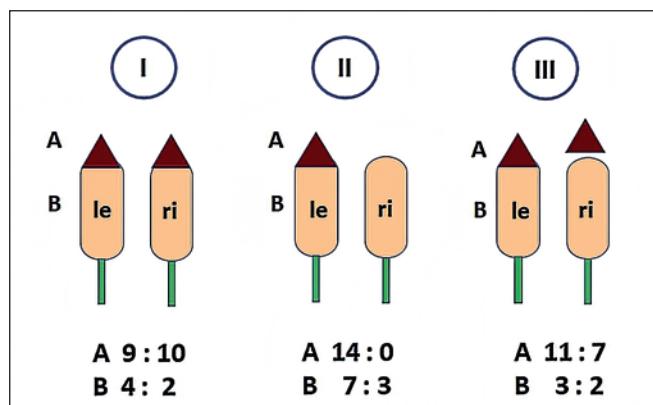


Fig. 10: Three types of experiments as choice tests with flies of *Tachina fera*. I. two intact plants, II. right plant with the burnt tip removed, III. right plant with the removed tip re-attached. Two types of responses were counted: A: landings on the top, B: landings on the side of the inflorescence. Numbers are the results each of a 60 min test. Total number of visits in I: 25, in II: 24 and in III: 23. – Abb. 10: Drei Typen von Wahlexperimenten mit der Fliege *Tachina fera* wurden durchgeführt: I. zwei intakte Infloreszenzen, II. rechte Kappe der Pflanze wurde entfernt, III. die entfernte Kappe der rechten Pflanze wurde wieder befestigt. Gezählt wurden zwei Typen von Landungen: A. Landungen einer Fliege auf der Kappe, B. Landungen an der Seite der Infloreszenz. Jeder Experiment-Typ wurde 60 min. beobachtet und gezählt. Gesamtzahlen der Landungen für Typ I: 25, Typ II: 24 und Typ III: 23.

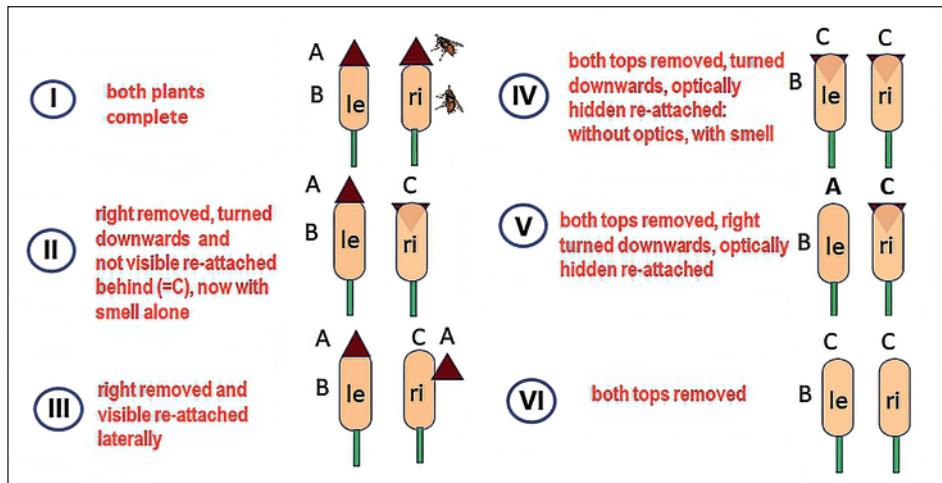


Fig. 11: Six types of choice experiments with free flying summer tachinid fly *Nowickia ferox* and *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis*. Similar as in experiments with the spring form (Fig. 10) I used intact plants and different types of removed and re-attached tips in choice tests between two plants. I. both plants complete, II. right tip removed and re-attached but more or less concealed from the flies, III. right tip visibly re-attached, IV. tips of both plants removed and re-attached but not visible, V. left tip completely removed, right cap re-attached but not visible, and VI. both tips completely removed. A= landing on the tip, B= landing laterally, C= landing on the top of the inflorescence with the concealed or removed tip. Each test situation was presented for 30 minutes. – Abb. 11: Dargestellt sind die 6 Typen von Wahl-Experimenten mit frei fliegenden *Nowickia ferox* und *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis*. Ähnlich wie bei den Experimenten mit der Frühlingsform (Abb. 10) wurden zunächst intakte Pflanzen und dann verschiedene Kombinationen mit entfernten Spitzen und wieder befestigte Spitzen der Infloreszenzen in Wahltests angeboten. Test I: zwei intakte Pflanzen, Test II: rechte Kappe entfernt, aber mehr oder weniger für die Fliegen unsichtbar wieder befestigt, Test III: rechte Kappe wieder sichtbar befestigt, Test IV: beide Kappen entfernt und wieder für die Fliegen nicht sichtbar befestigt, Test V: linke Kappe völlig entfernt, rechte Kappe wieder sichtbar befestigt, Test VI: beide Kappen völlig entfernt. A= Landungen auf der Kappe, B= Landungen seitlich an der Infloreszenz, C= Landungen auf der Spitze, Kappe aber entfernt oder unsichtbar seitlich wieder befestigt. Jede Testsituation wurde 30 Minuten geboten.

tulata were put in two small, water filled vases. They were presented to flying *Tachina* flies side by side, so that they could choose the left or the right plant to land on.

Three types of experiments were conducted (Fig. 10):
 two unmanipulated plants,
 one plant with removed top, the other plant intact
 one plant with re-attached top, the other plant intact.

At first the two plants were presented unmanipulated (exp. Type I) to see if both inflorescences had the same attractivity (frequencies of choice nearly 1: 1, see Fig. 10). Then I started the main choice tests by cutting the dark tip of one of the plants (exp. Type II) to see if the burnt tip is an important signal for the *Tachina* flies. The result clearly indicated that the tip is important, as the plant with the removed tip now received no visits in comparison to the intact plant. After re-attaching the tip, attractivity increased again (Type III) (choice frequency now 11: 7).

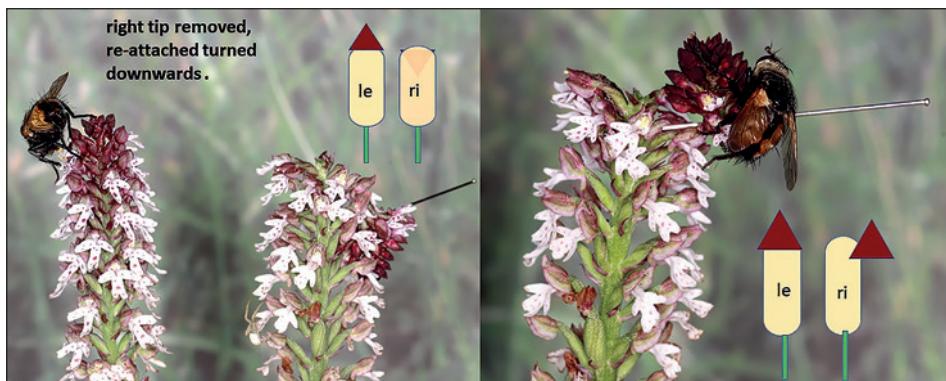


Fig. 12: Two examples of the test situation of *Neotinea* subsp. *aestivalis* and the fly *Nowickia ferox*. Left picture shows the experiment type II: right tip removed and re-attached but concealed to present smell only. A fly has landed on the tip of the intact plant. The right picture shows experiment type III (only the right plant is shown): the previously cut tip was re-attached on the top, so both signals (visual and smell) could attract together. – Abb. 12: Fotos von zwei Beispielen der Testsituationen nach einer Landung von *Nowickia ferox*. Linkes Bild zeigt die Situation von Testtyp II (linke Pflanze intakt, rechte Pflanze mit der Spitze entfernt und unsichtbar wieder seitlich befestigt): eine Fliege ist auf der intakten Infloreszenzspitze gelandet, rechtes Bild zeigt die Testsituation III, hier nur rechte Blüte dargestellt: eine Fliege ist auf der wieder befestigten Spitze gelandet.

Despite the low numbers of reactions overall, these tests indicate that the burnt tip might be an important releasing signal. The landing responses on the lateral parts of the inflorescences were indiscriminate ("B" in Fig 10). This means the tip of the inflorescence seems to be an important attractor for the main pollinator, the *Tachina* flies, and therefore for pollination success. Bumblebees or solitary bees never landed on the top of the plant but always on the sides.

Some of these experimental field work data were published by Paulus in MARTEL et al. (2021). But these results did not differentiate between the visual cue of the tip and a possible special smell of this tip. We suppose an olfactory sexual component in the attraction of male tachinid flies, as it was supposed for *Anacamptis papilionacea* (SCOPECE et al. 2009). It is possible that both types of signal are responsible for the attraction, or even the smell alone! Therefore, both signal types have to be tested separately. This is precisely what I tried with *N. ustulata* subsp. *aestivalis* and the newly discovered main pollinator, the tachinid fly *Nowickia ferox*.

N. ustulata* subsp. *aestivalis

In two different areas with about 25–30 free flying *Nowickia ferox* visiting mainly *Origanum*, I conducted six types of choice experiments with the summer form *Neotinea ustulata* subsp. *aestivalis* to investigate the colour and smell significance of the burnt tip of this orchid. Similar to the experiments with the spring form (Fig. 10), I first used intact plants and then different types of removed and re-attached tips in choice tests between two plants (Fig. 11). The results of all observations and counts are summarized in Tab. 2.

Some of these results are important for an understanding of the tip. Both colour and a special smell seem to be important for the attraction of the fly *Nowickia*. Plants without

this coloured tip became nearly entirely unattractive (exp. Type VI). The colour of the tip seems to be more important than the smell (exp. Type II and III), but the smell is also important (Type V). Similar to the experiments with the spring form and another tachinid fly (*Tachina*), it became evident that the tip of the burnt-tip orchid seems to be an important releasing signal for the attraction of the main pollinator of the summer form, *Nowickia ferox*.

Tab. 2: Summary of the choice tests with two intact plants and different types of removed and reattached tips in the choice test Types I – VI, as seen in Fig. 11. Sum of all landings: n = 72. – Tab. 2: Zusammenfassung aller sechs Typen (I – VI) Wahltests zwischen zwei kompletten (I) und in verschiedener Weise manipulierten Infloreszenzen wie sie in Fig. 11 dargestellt sind. Summe aller Landungen N = 72.

experiment type	left plant	right plant	proportions left : right	preliminary explanations
I	A=5	A=5	$A_{(le)} : A_{(ri)} = 5:5 = 1.0 : 1.0$	top was preferred
	B=3	B=2	$B_{(le)} : B_{(ri)} = 3:2 = 1.5 : 1$	
II	A=8	A=2	$A_{(le)} : A_{(ri)} = 8:2 = 4.0 : 1$	plant with visible top was preferred over plant with invisible top but with smell
	B=3	B=3	$B_{(le)} : B_{(ri)} = 3:3 = 1.0 : 1.0$	
III	A=7	A=5	$A_{(le)} : A_{(ri)} = 7:5 = 1.4 : 1$	intact plant (le) was slightly preferred over manipulated plant
	B=3	B=2	$B_{(le)} : B_{(ri)} = 3:2 = 1.5 : 1$	
	C=0			
IV	C=3	C=3	$A_{(le)} : A_{(ri)} = 3:3 = 1 : 1$	no preferences
	B=1	B=2	$B_{(le)} : B_{(ri)} = 1:2 = 1 : 2$	
V	A=2	C=5	$A_{(le)} : C_{(ri)} = 2:5 = 1.0 : 2.5$	plant without visible top but with smell slightly preferred over plant without top or smell
	B=2	B=2	$B_{(le)} : B_{(re)} = 2:2 = 1.0 : 1.0$	
VI	C=1	C=0	$C_{(le)} : C_{(ri)} = 1:0$	weak attraction, no preferences
	B=1	B=2	$B_{(le)} : B_{(ri)} = 2:3$	

Discussion

Pollination system

First observations of pollination of *Neotinea ustulata* involved the tachinid flies *Tachina magnicornis* (VÖTH 1984). Individual observations of more accidental visits are given in PAULUS (2005) and in the book by CLAESSENS & KLEYNEN (2016). Further data are summarized in MARTEL et al. (2021). A more quantitative investigation is presented in this publication. 86.5 % of pollinaria carried by pollinator individuals in a special growing site of the spring form of *Neotinea ustulata* were found on the proboscides of *Tachina fera*, most of them in males (78.7 %). This means that the main pollinators are *Tachina fera* males, and only to a lesser extent females (7.8 % of the pollinaria). Sometimes I could also observe bumblebees and other wild bees visiting the flowers. But in all cases, these were only single individuals. Even if they may contribute to pollination, from an evolutionary point of view they will not (or only slightly) contribute to flower selection. Interestingly, the summer form is more frequently pollinated by *Nowickia fera*, a near relative of *Tachina* species. *Nowickia fera* is active in summer, whereas *Tachina* flies in two generations, one in spring, the other in late summer. The late phenology of the summer form of *Neotinea ustulata* might be selected by this tachinid fly. But this has yet to be proven in other parts of the distribution area of *N. ustulata* subsp. *aestivalis*. Therefore, it is possible that the special colour in both forms of *Neotinea ustulata*, the so-called "burnt tip", together with the supposed smell of *Neotinea ustulata* are signals mainly for *Tachina* and *Nowickia*. To find out if this "burnt tip" is a signal for *Tachina* and *Nowickia* I started with some preliminary field experiments. Results were that the dark-coloured tip seems important for attraction and that the smell of this tip is possibly also important. But this did not explain why Tachinid flies were attracted exactly by these compounds. Therefore, further experiments with more data for better statistical analyses and a more detailed investigation of the chemical compounds are needed.

Possible evolution of the pollination system in *N. ustulata*

To understand in which way *Neotinea ustulata* could have modified its attraction mode, we have to consider how the next relatives attract pollinators. *Neotinea* species, like the other members of the related genera *Orchis* and *Anacamptis* s.lat., deceive floral visitors for pollination by not offering any reward for their services (SPRENGEL 1793, NILSSON 1981, DAFNI 1984, PAULUS 2005). This is also the case in the two forms of *N. ustulata*. Indeed, both varieties are visited by some generalist insects like bumblebees or solitary bees seeking nectar, and the flower lip has UV light-absorbing coloured spots, like other typical bee flowers, as first discovered by OSCHE (1983). But the main pollinators are members of the fly family Tachinidae, especially *Tachina magnicornis* and *fera* in the spring form and *Nowickia ferox* in the summer form. However, other floral traits such as a strong and complex scent, the evolutionary innovation of a dark tip on the inflorescence and the common visits by mainly male flies suggest that a pollinator system other than just food deception might have evolved. The production of special alkenes is a derived trait within *Neotinea ustulata* and the most abundant alkenes have been also detected in the cuticular extracts of *Tachina* flies (MARTEL et al. 2021), which supports the idea of some kind of chemical mimicry. Sexual chemical mimicry in tachinid-pollinated systems has been reported for the South American sexually deceptive *Telipogon* orchids (MARTEL et al. 2019) and something similar might occur in *N. ustulata*. *Neotinea ustulata* and *Telipogon peruvianus* share a similar pattern of alkanes and alkenes, and their bouquets are dominated by unsaturated hydro-

carbons, (*Z*)-11-tricosene and (*Z*)-9-tricosene (MARTEL et al. 2016, 2021). The hypothesis is therefore that *N. ustulata* has evolved a mixed pollination system: food deception and a kind of not really understood sexual deception. Thus, the pollination system in *N. ustulata* might have evolved from a rather generalist food deceptive system to a specialist system which combines sexual deception and food deception. Indeed, specialization from food deception to sexual deception systems has occurred among European (INDA et al., 2012) and some non-European orchids (JOHNSON et al. 2013). Another European orchid, *Anacamptis papilionacea* (L.) R.M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase, was also proposed as having evolved a pollination system involving food deception and a kind of sexual deception (SCOPECE et al., 2009), but no experimental evidence supports this so far.

Taxonomical position of the two phenological forms

As TIMPE (1987) and KÜMPEL & MRKVICKA (1990) have already pointed out, both forms never grow in the same habitats: the late form always grows in wet grassland habitats, whereas the spring-form can only be found in dry grassland or similar habitats. This strengthens a clear difference in ecological demands of both forms.

Both forms have different main pollinators: the spring form is mainly pollinated by *Tachina fera* and *T. magnicornis*, the summer form mainly by *Nowickia ferox*. But this might be just a consequence of late flowering because *Nowickia ferox* is a summer species whereas the first generation of *Tachina* species starts in spring, a second-generation late summer (TSCHORSNIG & HERTING 1994). This means *Nowickia ferox* is active just in the gap time between the first and second generation of the two *Tachina*.

If one considers the criteria for a biospecies then the two forms belong to two different species! Biospecies are defined as: 1. morphological units (Fig. 13), 2. ecological units, and 3. genetic units. The classification as varieties in spite of clear ecological and genetic but weak morphological differences (as argued by HARAŠTOVÁ-SOBOTKOVÁ et al. 2005) contradicts the biological facts, especially the evidence of reproductive isolation of both “forms”. The classification as subspecies⁶⁾ also denies the biological differences, because even as subspecies they would belong to the same species. This also ignores the genetic and ecological independencies as a consequence of reproductive isolation. There are further examples of clear differences in European orchids which are therefore justifiably classified as biospecies: *Gymnadenia conopsea* (s.l.)⁷⁾ and *G. densiflora* (STARK et al. 2011) or *Dactylorhiza incarnata* and *D. ochroleuca* (FILIPPOV et al. 2017).

The new combination at the species level:

Neotinea aestivalis (Kümpel 1988) Paulus H.F. comb.nov., basionym: *Orchis ustulata* var. *aestivalis* Kümpel 1988, Haussknechtia 4, 23–24.

Synonyma:

Orchis ustulata L. subsp. *aestivalis* (Kümpel 1988) Kümpel & Mrkvicka 1990

Neotinea ustulata (L.) subsp. *aestivalis* (Kümpel 1988) Jacquet & Scappaticci 2003

Neotinea ustulata (L.) var. *aestivalis* (Kümpel 1988) Tali, Fay & Bateman 2006

6) In botany the term subspecies is used either like in zoology – for geographically separated, slightly different populations of a species – or in the sense of micro-species, which can even occur syntopically; nevertheless, formally this term is a subordination within a species with the biological consequence that these should not be reproductively isolated. This is the wrong way to express that even micro-species are in reality different biospecies.

7) *G. conopsea* s.l. seems to be an aggregate of further different biospecies (DWORSCHAK 2001).

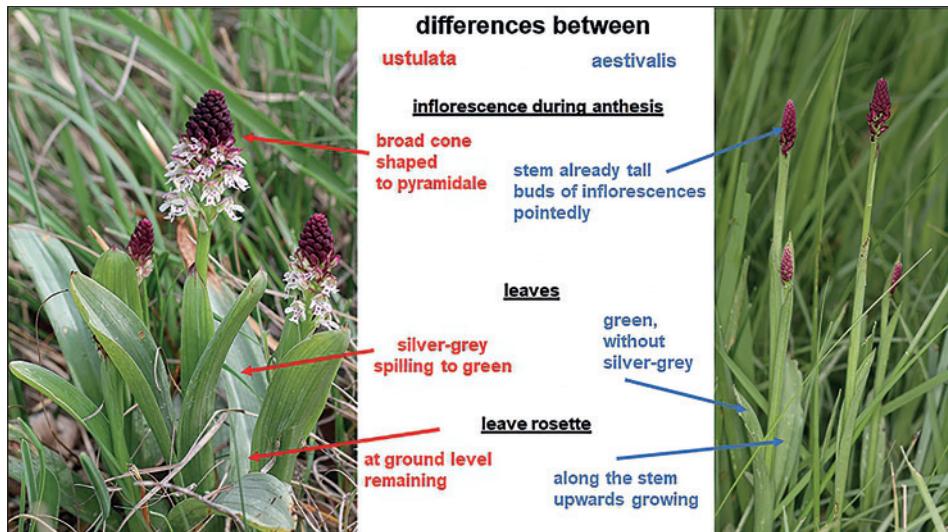


Fig. 13: Main morphological differences between the two phenological forms of the burnt-tip orchid *Neotinea ustulata*; left: spring form (Perchtoldsdorfer Heide 2 May 2020), right: summer form (Wien, Lainzer Tiergarten, Aumüllerwiese 2 July 2016), both just starting flowering. The different characteristics of the two forms are written between the figures. These morphological differences together with ecology, phenology and genetics justify that the two forms are different biospecies.
– Abb. 13: Wesentliche morphologische Unterschiede zwischen den beiden phänologischen Formen des Brandknabenkrautes *Neotinea ustulata*. Links: Frühlingsform *N. ustulata* subsp. *ustulata* (Wien, Perchtoldsdorfer Heide 2.5.2020), rechts: Sommerform *N. ustulata* subsp. *aestivalis* (Wien, Lainzer Tiergarten, Aumüllerwiese 2.7.2016); beide abgebildeten Pflanzen gerade beim Aufblühen. Die entsprechenden Merkmale beider Formen sind zwischen den Fotos aufgeführt. Diese morphologischen zusammen mit ökologischen, phänologischen und genetischen Unterschieden begründen, dass beide Formen unterschiedliche Biospezies sind.

Acknowledgments

Dr. Reinhart GUMPRECHT (Freiburg) (1900–1992) first led me to the summer form of *N. ustulata* in Kaiserstuhl, SW-Germany in 1978. Walter VÖTH (Mödling) (1919–2013) showed me many orchid sites in the surroundings of Vienna. I am grateful for many discussions with the members of my orchid groups in Vienna, but also to the members of our yearly meetings in Eching near Munich, especially Monika HIRTH (Freiburg) and Wolfgang WUCHERPENNIG (Eching).

Literature

- AYASSE M., STÖKL J. & FRANCKE W., 2011: Chemical ecology and pollinator-driven speciation in sexually deceptive orchids. *Phytochemistry* 72, 1667–1677.
- BATEMAN R.M., HOLLINGSWORTH P.M., PRESTON J., YI-BO L., PRIDGEON A.M. & CHASE M.W., 2003: Molecular phylogenetics and evolution of *Orchidinae* and selected *Habenariinae* (Orchidaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 142: 1–40.
- BATEMAN R.M., MURPHY A.R.M., HOLLINGSWORTH P.M., HART M.L., DENHOLM I. & RUDALL P.J., 2018: Molecular and morphological phylogenetics of the digitate-tuberous clade within subtribe *Orchidinae* s.s. (Orchidaceae: Orchideae). – *Kew Bulletin* 73 (54), 1–30.

- BERGFELD D., 2018: *Neotinea ustulata* var. *aestivalis* im Vergleich mit *N. ustulata* s.str. – eine Zusammenfassung des aktuellen Kenntnisstandes. J. Europ. Orchid. 50 (1), 3–42.
- BOHMAN B., FLEMATTI G.R., BARROW R.A., PICHERSKY E. & PEAKALL R., 2016: Pollination by sexual deception - it takes chemistry to work. Current Opinion in Plant Biology 32, 37–46.
- Claessens J. & KLEYNEN J., 2011: The flower of the European orchid. Form and function. Geulle: Jean Claessens and Jacques Kleynen Publishers.
- Claessens J. & KLEYNEN J., 2016: Orchidées d'Europe - fleur et pollinisation. Mèze: Biotope éditions.
- DAFNI A. 1984: Mimicry and deception in pollination. Ann. Rev. Ecol. Syst. 15, 259–278.
- DANESCH E. & DANESCH O., 1962: Orchideen Europas, Mitteleuropa. Bern/Stuttgart: Hallwag Verlag.
- DRESSLER R., 1990: The Orchids: Natural History and Classification. – Published by Harvard University Press, London.
- DWORSCHAK W., 2001: Versuch einer Gliederung der verschiedenen Erscheinungsformen von *Gymnadenia conopsea* in Südbayern. - Berichte d. Arbeitskreise Heimische Orchideen 18, 193–207.
- FAY M.F., 2018: Orchid conservation: how can we meet the challenges in the twenty-first century? Botanical Studies 9, 16.
- FILIPPOV E.G., ANDRONOVA E.V. & KAZLOVA V.M., 2017: Genetic structure of the populations of *Dactylorhiza ochroleuca* and *D. incarnata* (Orchidaceae) in the area of their joint growth in Russia and Belarus. Russ. J. Genet. 53, 661–671. <https://doi.org/10.1134/S1022795417050039>
- GALIZIA C.G., KUNZE J., GUMBERT A., BORG-KARLSON A.-K., SACHSE S., MARKL C. & MENZEL R., 2004: Relationship of visual and olfactory signal parameters in a food-deceptive flower mimicry system. Behavioural Ecology 16, 159–168.
- GODFERY M.J., 1933: Monograph and iconograph of native British Orchidaceae. Cambridge: Cambridge University Press.
- GRIEBL N., 2013: Die Orchideen Österreichs. Freya Verlag Austria, 479 S.
- GUMPRECHT R., 1976: Bemerkenswerte Bestäubungsmechanismen bei Orchideen. Biologie in unserer Zeit 6 (5), 135–139 (Verl. Chemie Weinheim).
- GUMPRECHT R., 1977: Seltsame Bestäubungsvorgänge bei Orchideen. Die Orchidee, Beilage zu Heft 3, 5–23.
- GUMPRECHT R., 1981: Spätblühende *Orchis ustulata*. Die Orchidee 32, 36.
- HARAŠTOVÁ-SOBOTKOVÁ M., JERSÁKOVÁ J., KINDLMANN P. & ČURN L., 2005: Morphometric and genetic divergence among populations of *Neotinea ustulata* (Orchidaceae) with different flowering phenologies. Folia Geobotanica 40, 385–405.
- INDA L.A., PIMENTEL M. & CHASE M.W., 2012: Phylogenetics of tribe Orchideae (Orchidaceae: Orchidoideae) based on combined DNA matrices: inferences regarding timing of diversification and evolution of pollination syndromes. Annals of Botany 110, 71–90.
- JERSÁKOVÁ J. & JOHNSON S.D., 2006: Lack of floral nectar reduces self-pollination in a fly-pollinated orchid. Oecologia 147, 60–68.
- JERSÁKOVÁ J., JOHNSON S.D. & KINDLMANN P., 2006: Mechanisms and evolution of deceptive pollination in orchids. Biological Reviews 81, 219–235.
- JERSÁKOVÁ J., JÜRGENS A., SMILAUER P. & JOHNSON S.D., 2012: The evolution of floral mimicry: identifying traits that visually attract pollinators. Functional Ecology 26, 1381–1389.
- JERSÁKOVÁ J., SPAETHE J., STREINZER M., NEUMAYER J., PAULUS H.F., DÖTTERL S. & JOHNSON S.D., 2016: Does *Traunsteinera globosa* (the globe orchid) dupe its pollinators through generalized food deception or mimicry? Bot. Journal of the Linnean Society 180, 269–294.

- JOHNSON S.D. & SCHIESTL F.P., 2016: *Floral mimicry*. Oxford: Oxford University Press.
- JOHNSON S.D., HOBBHAHN N. & BYTEBIER B., 2013: Ancestral deceit and labile evolution of nectar production in the African orchid genus *Disa*. *Biology Letters* 9, 20130500.
- KRAUSCHER R., 1983: 400 Jahre Stotzing. 1583–1983. *Festschrift zum Gründungsjubiläum. Marktgemeinde Leithaprodersdorf, Ortsteil Stotzing. Gemeinde Stotzing*.
- KÜMPEL H. & MRKVICKA A., 1990: Untersuchungen zur Abtrennung der *Orchis ustulata* L. subsp. *aestivalis* (Kümpel) Kümpel and Mrkvicka. *Mitt. Bl. Arbeitskr. Heim. Orch. Baden-Württ.* 22, 306–324.
- KÜMPEL H., 1988: Über eine spätblühende *Orchis ustulata*-Sippe. *Haussknechtia* 4, 23–24.
- KUYPER T.W., LEEUWENBERG F.M. & HÜBL E., 1978: Vegetationskundliche Studie an Feucht-, Moor- und Streuwiesen im Burgenland und östlichen Niederösterreich. *Linzer biol. Beitr.*, 10/2, 231–321.
- MARTEL C., FRANCKE W. & AYASSE M., 2019: The chemical and visual bases of the pollination of the Neotropical sexually deceptive orchid *Telipogon peruvianus*. *New Phytologist* 223, 1989–2001.
- MARTEL C., CAIRAMPOMA L., STAUFFER FW. & AYASSE M., 2016: *Telipogon peruvianus* (Orchidaceae) flowers elicit pre-mating behaviour in *Eudejeania* (Tachinidae) males for pollination. *PLoS ONE* 11: e0165896.
- MARTEL C., RAKOSY D., DÖTTERL S., JOHNSON S.D., AYASSE M., PAULUS H.F., NILSSON A.L., MEJLON H. & JERSÁKOVÁ J., 2021: Specialization for Tachinid Fly Pollination in the Phenologically Divergent Varieties of the Orchid *Neotinea ustulata*. *Front. Ecol. Evol.* 9, 1–17.
- MRKVICKA A.C., 1991: Bestäuber, Chromosomenzahl und weitere Beobachtungen zu *Orchis ustulata* L. subsp. *aestivalis* (Kümpel) Kümpel and Mrkvicka. *Mitt. Bl. Arbeitskr. Heim. Orch. Baden-Württ.* 23, 331–338.
- NAZAROV V.V. & GERLACH G., 1997: The potential seed productivity of orchid flowers and peculiarities of their pollination system. *Lindleyana* 12 (4), 188–204.
- NEUMANN R., 1905: Übersicht der badischen Orchidaceen. *Mitt. bad. Landesver. Naturk.* 201–204, 1–26.
- NEUMAYER J. & PAULUS H.F., 1999: Ökologie alpiner Hummelgemeinschaften: Blütenbesuch, Ressourcenaufteilung und Energiehaushalt. Untersuchungen in den Ostalpen Österreichs. *Stapfia* (Linz) 67, 5–246, Anhang pp. I–LXXXV (ISSN 0252-192X).
- NILSSON L.A., 1981: Pollination ecology and evolutionary processes in six species of orchids. *Acta Univ. Upsaliensis, Abstr. Upps. Diss. Fac. Sci.* 593, 3–40.
- NILSSON L.A., 1992: Orchid pollination biology. *Trends in Ecology and Evolution* 7 (8), 255–259.
- OSCHE G., 1983: Optische Signale in der Coevolution von Pflanze und Tier. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 96, 1–27.
- PAULUS H.F. & GACK C., 1990: Pollinators as prepollinating isolation factors: Evolution and speciation in *Ophrys* (Orchidaceae). *Israel J. Botany* 39, 43–79.
- PAULUS H.F. & TKALCSICS K., 2003: *Dactylorhiza traunsteineri* neu für das Burgenland. In FISCHER M. & NIKLFELD H.: *Floristische Neufunde. Neilreichia* 2–3, 290.
- PAULUS H.F., 1988: Co-Evolution und einseitige Anpassungen in Blüten-Bestäuber-Systemen: Bestäuber als Schrittmacher in der Blütenevolution. *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 81, 25–46.
- PAULUS H.F., 2005: Bestäubungsbiologie heimischer Orchideen (p. 98–140). In Arbeitskreise heimische Orchideen (Eds.): *Die Orchideen Deutschlands. Uhlstädt-Kirchhasel*, 800pp.
- PAULUS H.F., 2007: Wie Insekten-Männchen von Orchideenblüten getäuscht werden – Bestäubungs-tricks und Evolution in der mediterranen Ragwurzgattung *Ophrys*. In: *Evolution – Phänomen Leben* (759 pp.), Denisia (Linz) 20, 255–294.

- PAULUS H.F., 2013: News in classification of European orchids or how arbitrary is systematic? In BAUM B. & BAUM A. (Eds.): European Orchid Conference, Bad Münstereifel 11.5.-13.5.2012. Ber. Arbeitskr. Heim. Orchid. 29 (8), 68–93.
- PAULUS H.F., 2014: Zur Bestäubungsbiologie von *Serapias lingua* und einiger *Ophrys*-arten in Kroatien (Orchidaceae und Insecta, Apoidea). In memoriam Hans-Erich Salkowski. J. Eur. Orch. 46 (3/4), 501–558.
- PAULUS H.F., 2019: Speciation, pattern recognition and the maximization of pollination – General questions and answers given by the reproductive biology of the orchid genus *Ophrys*. J. Comp. Physiol. A 205, 285–300.
- PYKE G.H., 1978: Optimal foraging movement patterns of bumblebees between inflorescences. Theor. Popul. Biol. 13, 72–98.
- REDL K., 2003: Wildwachsende Orchideen in Österreich – faszinierend und schützenswert. – Eigen-Verlag, Altenmarkt-Steiermark, 309 S (3. Auflage korrigiert und ergänzt).
- REINEKE D. & RIETDORF K., 1991: Zur Phänologie von *Anacamptis pyramidalis* (L.) Rich. und *Orchis ustulata* L. Mitt. Bl. Arbeitskr. Heim. Orch. Baden-Württ. 23, 521–556.
- RENNER S.S., 2005: Rewardless flowers in the angiosperms and the role of insect cognition in their evolution. In: WASER N.M. & OLERTON J. (Eds), Plant-pollinator interactions: from specialization to generalization. Chicago, University of Chicago Press, 123–144.
- SCOPECE G., JUILLET N., MÜLLER A., SCHIESTL F.P. & COZZOLINO S. 2009: Pollinator attraction in *Anacamptis papilionacea* (Orchidaceae): a food or a sex promise? Plant Species Biology 24, 109–114.
- STARK C., MICHALSKI S.G., BABIK W., WINTERFELD G. & DURKA W., 2011: Strong genetic differentiation between *Gymnadenia conopsea* and *G. densiflora* despite morphological similarity. Plant. Syst. Evol. 293, 213–226.
- STEJSKAL K., STREINZER M., DYER A., PAULUS H.F. & SPAETHE J., 2016: Functional Significance of Labellum Pattern Variation in a Sexually Deceptive Orchid (*Ophrys heldreichii*): Evidence of Individual Signature Learning Effects. PLoS ONE 10 (11), 1–18, e0142971.
- STREINZER M., ELLIS T., PAULUS H.F. & SPAETHE J., 2010: Visual discrimination between two sexually deceptive *Ophrys* species by a bee pollinator. Arthropod-Plant Interactions 4, 141–148.
- TALI K., FOLEY M.J.Y. & KULL T., 2004: *Orchis ustulata* L. Journal of Ecology 92, 174–184.
- TIMPE W., 1987: Über das Vorkommen zweier unterschiedlicher Rassen von *Orchis ustulata* in der Umgebung von Pinkafeld. Burgenländ. Heimatbl. 49, 90–93.
- TIMPE W., 1989: Orchideen im südlichen Burgenland. Aktuelles aus dem Jahre 1988. Burgenländ. Heimatbl. 51, 42–44.
- TRÁVNÍČEK P., JERSÁKOVÁ J., KUBÁTOVÁ B., KREJČÍKOVÁ J., BATEMAN R.M. & 22 co-authors, 2012: Minority cytotypes in European populations of the *Gymnadenia conopsea* complex (Orchidaceae) greatly increase intraspecific and intrapopulation diversity. Ann. Bot. 110, 977–986.
- TSCHORNSIG H.P. & B. HERTING, 1994: Die Raupenfliegen (Diptera: Tachinidae) Mitteleuropas: Bestimmungstabellen und Angaben zur Verbreitung und Ökologie der einzelnen Arten. Stuttgarter Beitr. Naturk. Ser. A Nr. 506, 1–170.
- TYTECA D., CEINOS M., GATHOY J.-L., BRYS R. & JACKEMYN H., 2012: On the morphological, biological and genetic heterogeneity of the genus *Orchis* (Orchidaceae, Orchidinae). Phytotaxa 75, 19–32.
- VALENTA K., NEVO O., MARTEL C & CHAPMAN C.A., 2017: Plant attractants: integrating insights from pollination and seed dispersal ecology. Evolutionary Ecology 31, 249–267.

- VAN DER PIJL L. & DODSON C.H., 1966: Orchid flowers: their pollination and evolution. Coral Gables, FL, University of Miami Press.
- VEREECKEN N.J. & SCHIESTL F.P., 2009: On the roles of colour and scent in a specialized floral mimicry system. Annals of Botany 104, 1077–1084.
- VÖTH W., 1984: *Echinomyia magnicornis* Zett. Bestäuber von *Neotinea ustulata* L. Die Orchidee 35, 189–192.
- VÖTH W., 1999: Lebensgeschichte und Bestäuber der Orchideen am Beispiel von Niederösterreich. Stapfia 65, 1–257.
- WILLIS K.J., 2017: State of the world's plants 2017. Report. London: Royal Botanic Gardens, Kew.
- WUCHERPENNIG W., 1992: Spätblühende Sippen von *Orchis ustulata* L. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 63, 33–35.
- ZIMMERMANN W., 1910: Neue und kritische Beobachtungen an Orchidaceen Badens. Allg. Bot. Z. 16, 110–115.

Received: 2021 07 30

Address:

em. o. Univ.-Prof. Dr. Hannes F. PAULUS, Department of Evolutionary Biology, Division Integrative Zoology, Djerassiplatz 1, A-1030 Wien, E-Mail: hannes.paulus@univie.ac.at

Significant westward range expansion of the Steppe mouse *Mus spicilegus* Petényi, 1882 between 1999 and 2019

Barbara HERZIG-STRASCHIL & Elke SCHMELZER

The Steppe or Mound-building mouse (*Mus spicilegus*) in Austria is known from the northern Burgenland and the most eastern part of Lower Austria. In the course of looking at its reaction to the intensified agricultural use of the area a westbound extension of this so far known western-most range of the species of approximately 15 km was observed since 2000. This western movement coincides well with the increase of the mean winter temperatures in the area as it was observed in other regions and for other mammal species.

HERZIG-STRASCHIL B. & SCHMELZER E., 2022: Erweiterung des Verbreitungsgebietes der Ährenmaus, *Mus spicilegus*, an der Westgrenze zwischen den Jahren 1999 und 2019.

Die Ährenmaus (*Mus spicilegus*) ist in Österreich vom Nordburgenland und dem äußersten Osten von Niederösterreich bekannt. Im Zuge einer Untersuchung zur Gefährdung der Art durch moderne landwirtschaftliche Methoden, zeigte sich eine Erweiterung des Verbreitungsgebietes und damit Verschiebung der Westgrenze der Art um etwa 15 km seit 2000. Diese Ausbreitung fällt auffallend mit der Erhöhung der mittleren Wintertemperatur zusammen. Die Entwicklung wurde auch in anderen Gegenen und für andere Säugetiere beobachtet.

Keywords: *Mus spicilegus*, range expansion, temperature change.

Introduction

The Steppe mouse or Mound building mouse (*Mus spicilegus*) is endemic to Europe. The distribution is restricted to plains from the extreme south-west of Russia in the east to eastern Austria in the west with isolated populations in Montenegro, Albania, and northern Greece (MACHOLÁN 1999). In Austria, the species is restricted to parts of the Pannonian east, i.e. the northern Burgenland and the extreme southeast of Lower Austria, thus representing the westernmost part of the species range (Fig. 1).

M. spicilegus looks rather unspectacular. In size and appearance, it is very much like its close relative, the Eastern house mouse *Mus musculus*. The fur is gray-brownish, the tail slightly shorter than the head-body length and ears are well visible. It clearly differs from the commensal *M. musculus* by avoiding human buildings and the lack of the typical odour of the house mouse (BRAUNER 1925, FESTETICS 1961, MEZHZHERIN & KOTENKOVA 1992). Further, the species exhibits a special social organization by being at least mainly monogamous (GARZA et al. 1997, GOUAT et al. 2003) and showing the unique cooperative behaviour of communal overwintering, whereas *M. musculus* is polygynous and tends to breed cooperatively. Finally, *M. spicilegus* are almost unique among rodents by the habit of constructing conspicuous mounds above ground with a nest for overwintering in the ground underneath (Fig. 2).

M. spicilegus inhabit natural steppe grasslands and agrocoenoses. Generally, open areas with concentrations of plants which produce seeds, buds, grains and leaves they feed on and need to build their mounds. In Austria, these mounds were found on fallow lands, harvested grain fields, disturbed vegetation around building sites, young afforestations,

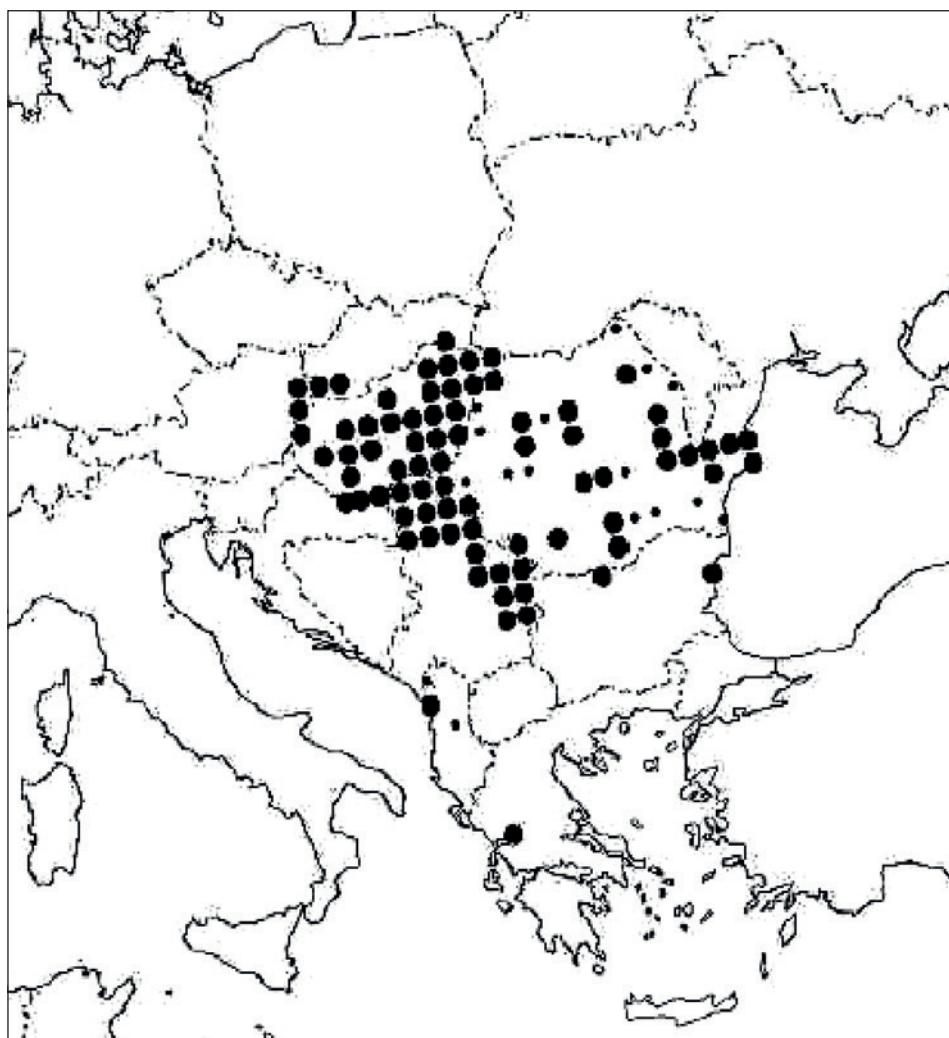


Fig. 1: The distribution of *M. spicilegus* is restricted to south eastern Europe. The distribution in Moldavia, Ukraine and extreme south-western Russia is not covered by this map (according to MACHOLAN 1999, modified). – Abb. 1: Die Verbreitung von *M. spicilegus* ist auf den Südosten Europas beschränkt. Die Verbreitung in Moldavia, Ukraine und dem äußersten Südwesten Russlands ist in der Karte nicht erfasst (nach MACHOLAN 1999, verändert).

orchards and food plots for game. The species was originally known from a greater part of the northern Burgenland and adjacent areas of the extreme south-east of Lower Austria (Fig. 3). As can be seen, the distribution changed significantly after 1999. The primary aim of the study was to see how Steppe mice in their original range in Austria were affected by the intensified agricultural activities since the last detailed investigation (UNTERHOLZNER & WILLENIK 2000, BAUER 2002).

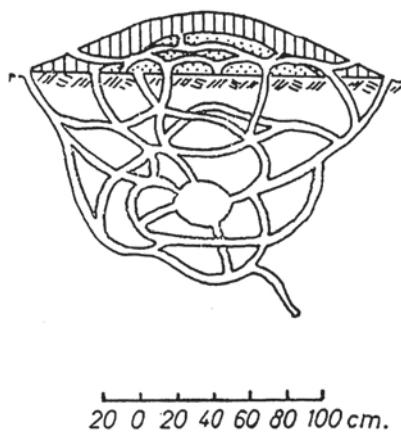


Fig. 2: Architecture of a mound of *M. spicilegus*: Plant material is collected, piled up and finally covered with earth; the winter nest of the animals is underneath in the ground, tunnels lead to the inside of the mound, to the outside around the mound or are dead ends (according to MIKES 1971, modified). – Abb. 2: Architektur eines Ährenmaushügels: das gesammelte Pflanzenmaterial im Zentrum wird mit Erde überdeckt; das Winternest der Tiere befindet sich darunter im Boden; Gänge reichen vom Nest in den Hügel und nach außen oder enden blind (nach MIKES 1991, verändert).

government of Burgenland and the EU. Intensive mapping of mounds ended in 2013 with the termination of the project but we continued casually recording *M. spicilegus* mounds.

While studying the species in its known range in the eastern part of Austria we realized its range had grown since the last detailed description of its distribution by BAUER (2002) and discuss the expansion of the species range.

Material and Methods

M. spicilegus live in agrocoenoses and areas with disturbed vegetation in eastern Austria. Their presence is easily detected by the characteristic and conspicuous mounds they build from parts of the surrounding vegetation. Underneath such mounds in the ground are the nests of the overwintering animals (Fig. 2).

PETÉNYI (1881) gives a first description of the mounds. MIKEŠ (1971) illustrates the architecture of these characteristic mounds (Fig. 2). UNTERHOLZNER & WILLENIK (2000) describe the construction of a mound in detail on the Parndorfer Platte, the main distribution area in Austria. Each member of a group of up to 11 specimens carries seeds, buds and

Mounds which indicate the presence of *M. spicilegus* are usually built between August and December and thus to an extent during harvesting time (Fig. 4). Cultivation of most fields commences shortly after the harvest and many freshly started or finished mounds are destroyed. Modern harvest machines leave almost no grains behind and the regular use of biocides reduces the growth of plants which they use as food and for construction of the mounds.

The status of *M. spicilegus* in the IUCN Red List is “Least concern” (COROIU et al. 2016).

In the Red List of Mammals of Austria (SPITZENBERGER 2005), the species is listed as “Endangered” and regarded threatened with extinction due to habitat loss of natural steppe areas and intensified agricultural activities.

Therefore an update of our knowledge of the situation of the species in Austria was urgently needed. When we received owl pellets from the “National Park Neusiedler See – Seewinkel” with remains of *M. spicilegus* we noted localities of Steppe mouse mounds when we came across them from early 2000 onwards and intensified the search after 2008. In 2010, a LEADER project (“Schutzprogramm Ährenmaus”, Naturschutzbund Burgenland, ISBN 978-3-902632-29-6) started and enabled us to study the distribution of the species in more detail. The project was financed by the government of Burgenland and the EU. Intensive mapping of mounds ended in 2013 with the termination of the project but we continued casually recording *M. spicilegus* mounds.

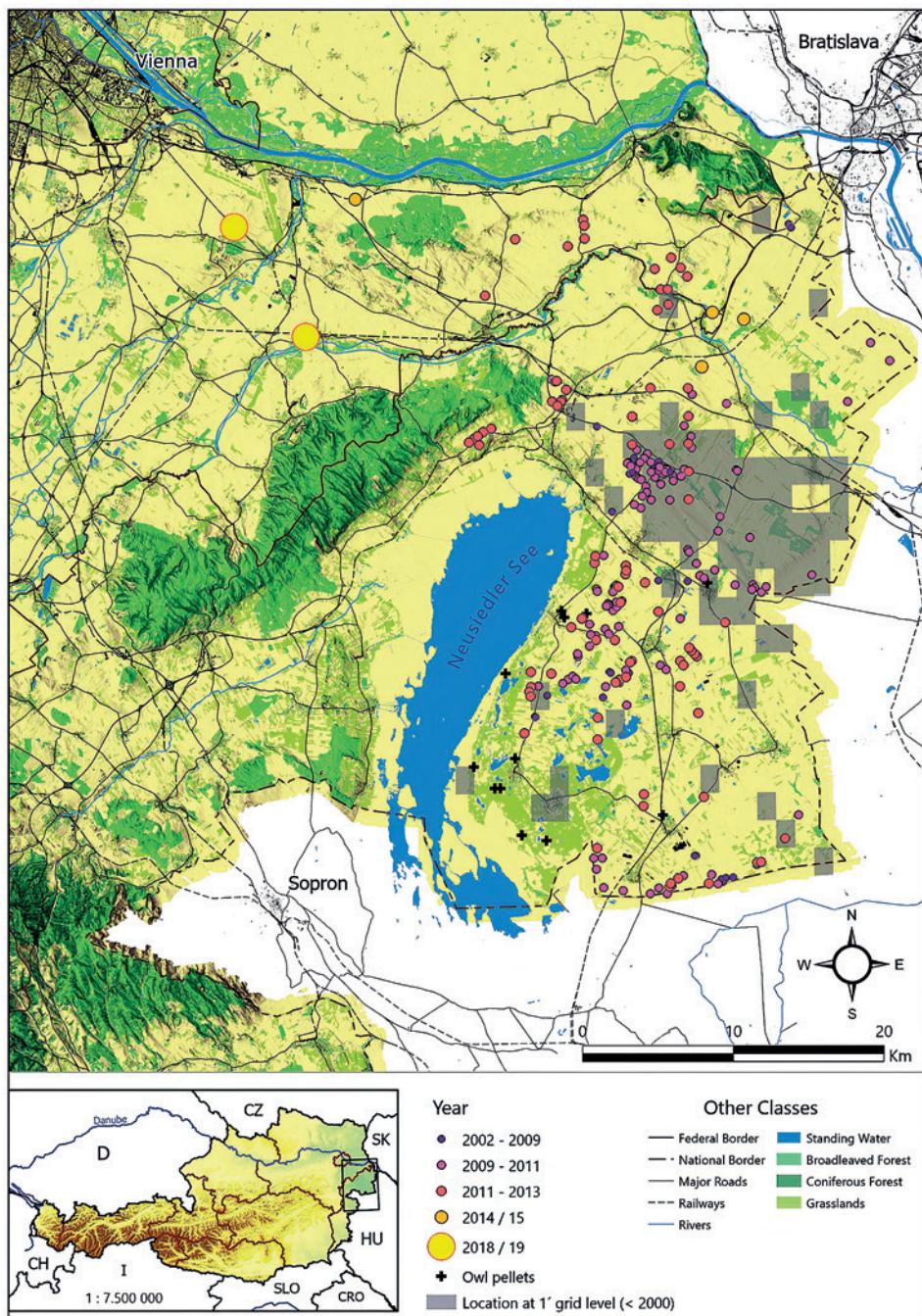


Fig. 3: Distribution of *M. spicilegus* in Austria until 2019. The distribution up to 1999 (BAUER 2002, plus additions) are the grey shaded areas on 1° grid level. – Abb. 3: Verbreitung der Ährenmaus in Österreich bis 2019. Die Verbreitung bis 1999 (BAUER 2002 mit Ergänzungen) ist als grau schattierte 1° Felder dargestellt.



Fig. 4: Mounds of *M. spicilegus* in a stubble field. – Abb. 4: *M. spicilegus* Hügel in einem Stoppelfeld.



Fig. 5: The first step of a mound construction: in this case collected sun flower seeds. – Abb. 5: Der Beginn eines Hügels: in diesem Fall zusammengetragene Sonnenblumenkerne.



Fig. 6: Details of a finished mound of *M. spicilegus*. The ditch around the mound deriving from scraping up the earth to cover the mound and some tunnel openings are well visible. – Abb. 6: Details eines fertigen Ährenmaus Hügels mit einem deutlichen Graben an der Basis, der durch die Verwendung der Erde zur Überdeckung des Hügels entsteht und einige Tunnelöffnungen.

multiple fruits to a chosen locality and deposits them in layers until a mound has developed (Fig. 5). Plant material is collected from 5–10 m in the surrounding. Finally, the mound is covered with a thin layer of plant material like pieces of straw. Then the animals scratch earth from the basis of the heap up to the sides with the hind legs and, if convenient, carry earth in the mouth to the top until the mound finally is completely covered with earth. This way of construction leads to a well visible ditch around the base of the heap where they take the earth from. Several tunnel entrances are around the basis of a mound (Fig. 6). Some of these lead to the winter nest in the ground underneath, others are just dead ends. The builders of a mound overwinter in the nest in the ground underneath without reproducing. The inhabitants are usually a pair of adult specimens and a few subadults (GARZA et al. 1997, GOUAT et al. 2003.). In spring, when the old pair has usually already disappeared, the other specimens leave the nest and start reproducing somewhere else (MUNTYANU 1990). The reproduction period at the Parndorfer Platte lasted from March until October. The average number of young was 2–11 (UNTERHOLZNER & WILLENIK 2000).

We observed mound building from August to December, with one exception, when we found fresh mounds already in June. Mounds were round to elliptic with diameters of up to 150 cm and a length of more than 200 cm (where two neighbouring heaps were growing together). The height was up to 40 cm. These measurements resemble published data

for the area, and the list of plants used is not much different than the ones published already (CSANÁDY et al. 2019, HÖLZL et al. 2009, SZENCZI et al. 2011, UNTERHOLZNER & WILLENIK 2000).

While mounds were originally regarded as pure food storage for the wintertime, recently a thermoregulatory effect for the nest in the ground by insulating against cold and wet conditions during wintertime is discussed (BIHARI 2003, HÖLZL et al. 2011a, SZENCZI et al. 2011). Food preferences and plant rests in faeces showed other plants than cached in the mounds (Hölzl et al. 2011b, SZENZSI et al. 2011) which indicates that the steppe mouse feeds outside even during wintertime. CSANÁDY et al. (2019) studied the morphology of burrows and mounds in Slovakia. They found winter nests not always exactly beneath the mounds but displaced to the side. They, therefore, question a thermoregulatory effect of the mounds.

In any case, sightings of mounds prove the presence of *M. spicilegus*. During the years from 2000 onwards we noted the exact location of mounds of *M. spicilegus* whenever we came across them and intensified our investigation further towards 2010 when the LEADER project “Schutzprogramm Ährenmaus” started. Between 2011 and 2013 we noticed a clear expansion of the distribution to the west north of the Neusiedler See.

For the distribution map, we mainly used results of our mapping from 2000 to 2019 based on the presence of the characteristic mounds. We further used data of collected specimens and documented observations of activities of these mice in the collection of the Natural History Museum Vienna as well as published data (UNTERHOLZNER et al. 2000, BAUER 2002). Also included in the distribution map are collecting localities of owl pellets with remains of *M. spicilegus* (until 2016), and the locations of reliable observations of mounds reported to us by colleagues. It must be mentioned that although the mice might use some fields for several years, most locations shift from year to year depending on the change in suitable natural vegetation and cultivated plants. Mounds appear alone or in groups. The number of mounds per hectare varied strongly, and we recorded between 1 to 17 mounds per hectare.

For recording the (central) coordinates of the plots with mounds we used a GPS Garmin 62s or cell phone apps. Some localities of older data and reports we localized on Google Earth Pro. Data up to 1999 are indicated in the map (Fig. 3) in 1° grid level following BAUER (2002) and some additions.

The region of the previously known distribution and adjacent areas of the species in Austria was regularly controlled from 2010 to 2013. When we found mounds slightly out of the range north of the Neusiedler See we subsequently further expanded our search. With the end of the project in 2013 intense controls stopped but sightings of mounds were recorded when coming across them during other fieldwork 2019. During regular trips between the northern Burgenland and Vienna by car or train mound sightings were recorded and a more detailed search of the area followed.

Results and discussion

The most striking result of our investigation is the proof of an expansion of the range of *M. spicilegus* from eastern-most Austria (the northeast part of the federal state Burgenland: Seewinkel, Heideboden, Parndorfer Platte and the extreme east of adjacent Lower Austria) to the west into Lower Austria until slightly east of Vienna. The western border of the worldwide distribution thus moved by about 15 km west between ca. 2000 and 2019.

For the distribution of the Steppe mouse in Austria until 1999 we followed BAUER (2002) with some additions, marked in the map as 1° grid level (Fig. 3). In the years before this publication a network of volunteers in the Pannonian east of Austria existed who reported observations and donated material to the Mammal Collection of the Natural History Museum Vienna. Furthermore, an intensive survey of the mammal fauna of Austria was carried out from 1975 to 1980. Therefore, it can be assumed that the distribution of *M. spicilegus* was well documented and resulted in a reliable map in the Säugetierfauna Österreichs (SPITZENBERGER 2002).

Between 2011 and 2013, an expansion of the distribution to the west north of the Neusiedler See became obvious. There a further move to the west is inhibited by the Leithagebirge covered with woods. We kept on mapping mounds of Steppe mice and widened our search further to the northwest where possible habitats existed. In the winter of 2014/15 we received a message of a sighting of mounds further northwest near the Danube. It took until February 2019 that we spotted 10 mounds on fallow land between the villages of Götzendorf an der Leitha and Trautmannsdorf an der Leitha (48.023088 N / 16.617514 E). Further investigations in the area resulted in locating few isolated mounds until we discovered seven mounds on a stubble field at 48.088720 N / 16.553995 E near the village of Schwadorf bei Wien marking sofar the western-most point of the distribution.

The present distribution (Fig. 3) still shows a concentration of locations of mounds in the originally known area of distribution. Slight shifts in the coverage within this area are most probably due to changes in agricultural regimes. But the map clearly illustrates that the western border of the species range has moved westwards by about 15 km.

So far, all localities in Austria are south of the Danube. In 2019 T. SCHERNHAMMER sent us a photograph asking for a confirmation of the possible Steppe mouse mound on the picture. He had come across it north of the Danube towards the border of the Czech Republic. Unfortunately, there were not enough details visible to be absolutely sure of the presence of Stepp mice in Austria north of the Danube. East of Austria, in Slovakia, specimens were verified close to the Austrian border on the right bank of the Danube as part of the Austrian range (BAUER et al. 1998). On the other hand, the distribution in Slovakia north of the Danube stretches to the Austrian border at the river March. It might well be that by now the range of *M. spicilegus* reaches from Slovakia across the river March into adjacent Austrian territory north of the Danube. In line with this, in southern Slovakia a tendency of range expansion was observed as well (KRIŠTOFÍK & DANKO 2003).

TYTAR et al. (2019) modelled several bioclimatic variables to find their influence on the northwards range extension of *M. spicilegus* in Ukraine and adjacent areas. They mainly regard the conditions under increasing winter temperature since 1980 responsible for this development.

According to records at ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik) a clear upward trend of the annual mean winter temperature in the northern subregion of Austria becomes obvious since 1970 (Fig. 7). About 2000 presumably the westward range expansion of the species started, possibly triggered by the warmer winters.

The range expansion of about 15 km to the west during ca. 20 years means 0.75 km per year. It is a distance easily covered by small mammals invading new areas. *Clethrionomys*

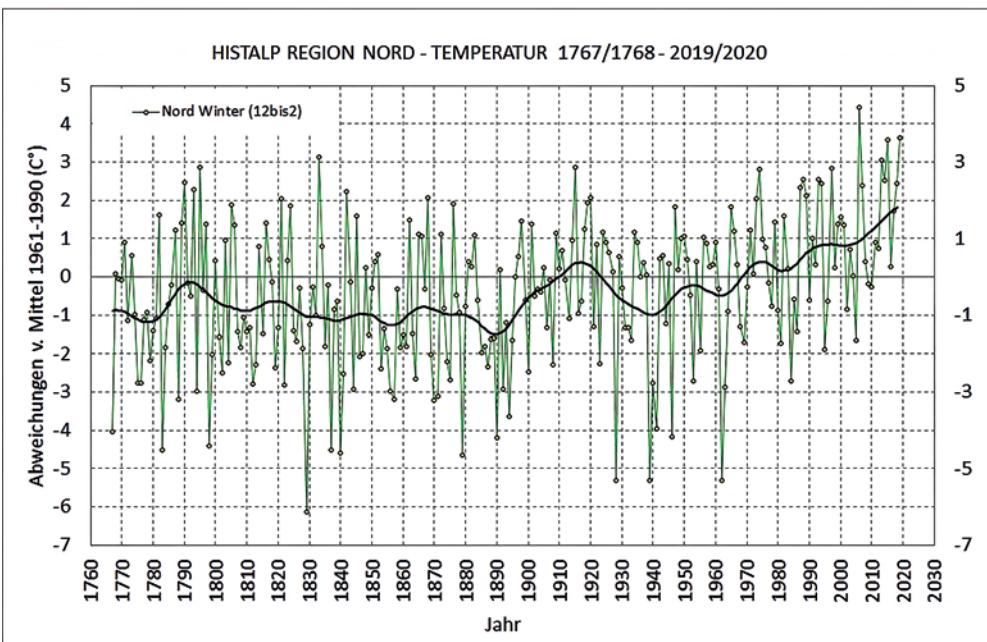


Fig. 7: Development of the mean winter temperature in the northern part of Austria. ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik)/Histalp. – Abb.: 7: Entwicklung der durchschnittlichen Wintertemperatur in der Nordhälfte Österreichs. ZAMG/Histalp.

glareolus for instance were introduced to Ireland in the 1920s. SMAL & FAIRLEY (1984) give a summary of the following spread of the species. They found a highly variable speed of dispersal with an average of 2–4.5 km / year. WHITE et al. (2013) found an expanding rate of the species in Ireland of 2.5 km / year based on genetic results.

That this expansion by *M. spicilegus* was not discovered earlier might be due to a lack of faunistic research on small mammals in eastern Austria. However, another development must be considered: NAUMOV (1940) already guessed that these mice could well survive the winter without the shelter of the mound. SIMEONOVSKA-NICOLOVA & MEHMED (2009) observed the behaviour of *M. spicilegus* during autumn and winter under laboratory conditions and found some mice not building a nest/mound at all. They regard the mound-building behaviour of the mice as genetically determined but very flexible corresponding to the environment. MUNTYANU (1990) suggests that overwintering of individuals in their simple summer burrow might be an emergency reaction when there is food shortage and/or an insufficient number of young are around to construct a mound. If we now accept that these mounds serve not or at least not only as food storage but might also have an insulating effect (BIHARI 2003, HÖLZL et al. 2011a, SZENZSI et al. 2011), dry mild winters could well enable more individuals to survive without mounds. Hence, no mounds do not necessarily mean no mice.

Furthermore, it can be assumed that the overall density of animals in the new surroundings was rather low in the beginning. In that case, it is reasonable to accept that the spreading of the species far beyond its original distribution in Austria went unnoticed for years.

The changing density of mounds per area does not give a reliable indication of density of mice because of movements of specimens according to availability of suitable plants in acceptable numbers, and milder winters which induce lower numbers of mounds.

A decrease in concentrations of mounds is induced by agricultural regimes like early harvesting in the year and ground hygienic measures with fields free of any vegetation.

The cultivation of intermediate catch crop like buckwheat, field bean, white mustard or amaranth fosters the settlement of *M. spicilegus*. The present distribution indicates that so far, they are doing well in eastern Austria.

Acknowledgments

We thank F. ZACHOS for the permit to use data at the mammal collection of the Museum of Natural History Vienna, V. WABA for collecting owl pellets and K. STEFKE for identifying the remains of the small mammals in there. We also thank all colleagues who provided data on observed *M. spicilegus* mounds and M. KUTTNER for preparing the distribution map. Finally, special thanks go to the referees R. PARZ-GOLLNER and F. Zachos for their detailed comments which improved the text considerable.

Literature

- BAUER K., 2002: Ährenmaus *Mus spicilegus* Petényi, 1882: In SPITZENBERGER F.: Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 547–551.
- BAUER K., SPITZENBERGER F. & UNTERHOLZNER K., 1998: The mound-building mouse (*Mus spicilegus*) is part of the Slovakian fauna. *Folia Zool.* 47 (2), 158–160.
- BIHARI Z., 2003: Distribution of mound-building mouse in Hungary and some aspect of its mound building activity. *Vadbiológia* 10, 107–114. (Hungarian with English summary).
- BRAUNER A., 1925: Ueber die Steppenmaus, *Mus musculus hortulanus* Nordm.. *Pallasia*, 3, 1/2, 42–43.
- CHYZER K. 1882: Reliquiae Petényiana. *Termézet. Füzetek* 5, 91–146.
- COROIU I., KRYŠTOFÉK B. & VORALÍK V., 2016: *Mus spicilegus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T13984A544549.
- CSANÁDY A., STANKO M. & MOŠANSKÝ L., 2019: Are there differences in the morphology of communal mounds of overwintering mound-buildling mice (*Mus spicilegus* Petényi, 1882) in Slovakia? *Acta Zool.Acad. Scient. Hungaricae* 65, 2, 167–180.
- FESTETICS A., 1961: Ährenmaushügel in Österreich. *Z. Säugetierkd.* 26, 2, 112–125.
- GARZA J.C., DALLAS J., DURYADI D., Gerasimov S., CROSET H., & BOURSOT P., 1997: Social structure of the mound-building mouse *Mus spicilegus* revealed by genetic analysis with microsatellites. *Molecular Ecology* 6, 1009–1017.
- GOUAT P., KATONA K. & POTEAUX C., 2003: Is the socio-spatial distribution of mound-building mice, *Mus spicilegus*, compatible with a monogamous mating system? *Mammalia*, 67, 1, 15–24.
- HÖLZL M., HOI H., DAROLOVA A., KRIŠTOFÍK J. & PENN J.D., 2009: Why do the mounds of *Mus spicilegus* vary so much in size and composition? *Mamm. Biol.* 74, 308–314.
- HÖLZL M., HOI H., DAROLOVÁ A. & KRIŠTOFÍK J., 2011a: Insulation capacity of litter mounds built by *Mus spicilegus*: physical and thermal characteristics of building material and the role of mound size. *Ethology Ecology & Evolution* 23, 49–59.

- HÖLZL M., KRIŠTOFÍK J. & DAROLOVÁ A., 2011b: Food preferences and mound-building behaviour of the mound-building mice *Mus spicilegus*. *Naturwissenschaften* 98, 863–870.
- KRIŠTOFÍK J. & DANKO Š., 2003: Distribution of *Mus spicilegus* (Mammalia: Rodentia) in Slovakia. *Lynx (Praha)*, n. s., 34, 55–60.
- MACHOLÁN M., 1999: *Mus spicilegus* Petényi, 1882. Pp. 288–289. In MICHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRIŠTOFÍK B., REUNDERS P.J. H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B. M., VORHALÍK V. & ZIMA J. (Eds.): The Atlas of European mammals. Academic Press, London.
- MIKES M., 1971: Ecological investigations on *Mus hortulanus* Nordmann in Vojvodina. *Matica srpska, sborn. Prir. Nauke* 40, 52–129.
- MEZHHERIN S.V. & KOTENKOVA E.V., 1992: Biochemical systematics of house mice from the central Palearctic region. *Z. zool. Syst. Evolut.-Forsch.* 30, 180–188.
- MUNTYANU A., 1990: Ecological features of an overwintering population of the hillock mouse (*Mus hortulanus* Nordm.) in the south-west of the U.S.S.R. *Biological Journal Linnean Soc.* 41, 73–82.
- NAUMOV N.P., 1940: Ecologija kurganchikovoj myshi *Mus musculus hortulanus* Nordm. Tr. In-ta evoljuz. morph. AN SSSR 3, 33–76
- PETÉNYI J.S., 1881, published by CHYZER K., 1882: Reliquiae Petényianae. *Természetrájzi Füzetek* 5, 91–146.
- SIMEONOVSKA-NICOLOVA D. & MEHMED SH., 2009: Behavior of Mound-Building Mouse, *Mus spicilegus* during Autumn-Winter Period in Captivity. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 23, sup.1, 180–183.
- SMAL C.M. & FAIRLEY J.S., 1984: The spread of the Bank vole *Clethrionomys glareolus* in Ireland. *Mammal Rev.* 14,2,71–78.
- SPITZENBERGER F., 2002: Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 13(2001), 1–895.
- SPITZENBERGER F., 2005: Rote Liste der Säugetiere Österreichs (Mammalia). In ZULKA P., Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Teil 1., Grüne Reihe des Lebensministeriums. Bd. 14/1.
- SZENCZI P., BÁNASZEGI O., DÚCS A., GEDEON C.I., MARKÓ G., NÉMETH I. & ALTBÄCKER V., 2011: Morphology and function of communal mounds of overwintering mound-building mice (*Mus spicilegus*). *J. Mammalogy* 92 (4), 852–860.
- TYTAR V.M., KOZINENKO I.I. & MEZHHERIN S.V., 2019: Modelling the bioclimatic niche and distribution of the Steppe Mouse, *Mus spicilegus* (Rodentia, Muridae) in Ukraine. *Vestn. Zoologii* 53 (6), 471–482.
- UNTERHOLZNER K. & WILLENIG R., 2000: Zu Ökologie, Verhalten und Morphologie der Ährenmaus, *Mus spicilegus* Petényi, 1882, Pp. 7–88. In UNTERHOLZNER K., WILLENIG R. & BAUER K., 2000: Beiträge zur Kenntnis der Ährenmaus *Mus spicilegus* Petényi, 1882. Biosystematics and Ecology Series 17.
- WHITE T.A., PERKINS S.E., HECKEL G. & SEARLE J.B., 2013: Adaptive evolution during an ongoing range expansion: the invasive bank vole (*Myodes glareolus*) in Ireland. *Molecular Ecology* 22, 2971–2985.

Received: 2021 10 07

Addressees:

Dr. Barbara HERZIG-STRASCHIL, Mammal collection, Museum of Natural History Vienna, A-1010 Vienna, Burgring 7. Austria. E-Mail: barbara.herzig@nhm-wien.ac.at

Mag. Elke SCHMELZER, Österreichischer Naturschutzbund, Landesgruppe Burgenland, A-7000 Eisenstadt, Joseph Haydn-Gasse 11. Austria.
E-Mail: elke.schmelzer@naturschutzbund.at

ABOL meeting 2020 – preface

Under the title *Days of Biodiversity 2020*, the 7th ABOL meeting took place together with the 3rd Austrian Forum on Biodiversity & Ecosystem Services (December, 4th–5th) as an online event for the first time, which was due to the Covid-19 pandemic. In a pre-phase, various biodiversity topics were discussed in workshops for a week. The results of which were presented together with other interesting lectures at the Biodiversity Forum.

The second day of the event was dedicated to the ABOL meeting, which offered an impressive overview of the various activities within the framework of ABOL in very diverse contributions, both methodologically and in terms of the great variety of organisms. The online format also gave the conference a more international visibility. Dr. Katrin VOHLAND, Director General of the Natural History Museum Vienna (NHM), opened the conference and emphasized the important role of the NHM in national and international biodiversity agendas. Two exciting keynote lectures – about the GBOL *Dark Taxa project* (Dr. RDUCH et al.) and the European Partnerships in Horizon Europe (Dr. BEGUSCH-PFEFFERKORN, BMBWF) – filled the morning. The afternoon sessions with a total of 13 flash-talks were dedicated to a wide variety of DNA barcoding projects and applications. Covering a broad range of topics and geography they were met with great interest.

The almost 190 registrations for the online meeting exceeded all previous ABOL meetings and the sessions were equally well attended!



Unter dem Titel *Tage der Biodiversität 2020* fand die 7. ABOL-Tagung gemeinsam mit dem 3. Österreichischen Forum für Biodiversität & Ökosystemleistungen (4.–5. Dezember) erstmals als Online-Veranstaltung statt, was der Covid-19-Pandemie geschuldet war. In einer Pre-Phase im Vorfeld der Veranstaltung wurden eine Woche lang in Workshops unterschiedliche Biodiversitäts-Themen erörtert, deren Ergebnisse zusammen mit weiteren interessanten Vorträgen im Biodiversitätsforum präsentiert wurden.

Der zweite Tag der Veranstaltung war der ABOL-Tagung gewidmet, die in organismisch und methodisch sehr diversen Beiträgen einen eindrucksvollen Überblick über die verschiedenen Aktivitäten im Rahmen der ABOL-Initiative bot. Das Online-Format ermöglichte auch eine stärkere internationale Beteiligung an der Tagung. Frau Dr. Katrin VOH-LAND, Generaldirektorin des Naturhistorischen Museums Wien (NHM), eröffnete die Tagung und betonte die wichtige Rolle des NHM bei nationalen und internationalen Biodiversitätsagenden. Zwei spannende Keynote-Vorträge – über das GBOL *Dark Taxa-Projekt* (Dr. RDUCH et al.) und die European Partnerships in Horizon Europe (Dr. BEGUSCH-PFEFFERKORN, BMBWF) – füllten den Vormittag. Die Nachmittagssessions waren mit insgesamt 13 Flashtalks zu verschiedensten DNA-Barcoding-Projekten und -Anwendungen inhaltlich und geographisch breit aufgestellt und stießen auf großes Interesse.

Die fast 190 Anmeldungen für das Online-Meeting übertrafen alle bisher dagewesenen ABOL-Tagungen und die Sessions waren gleichmäßig gut besucht!

Extended abstract

Phylogeny of the freshwater Canthocamptidae (Crustacea, Copepoda, Harpacticoida) of the Palearctic including Lake Baikal: advances on molecular taxonomy of selected Austrian species

Santiago GAVIRIA MELO, Elena FEFILOVA & Elena KOCHANOVÁ

This study was designed to reveal phylogenetic relationships of the freshwater genera and species of the highly diverse family Canthocamptidae (Copepoda, Harpacticoida) in the Palearctic region. The purpose is to investigate the evolution of the family, starting with the brackish genera (*Itunella* BRADY, 1896, *Cletocamptus* SCHMANKEVITSCH, 1875), followed by the euryhaline (*Mesochra* BOECK, 1865) and the freshwater taxa (all other genera). With this analysis, we expect to find insights of the colonisation of freshwaters within the family. Twenty-two colonisation events of inland waters by the subclass Copepoda have been identified (BOXSHALL & JAUME 2000). Nevertheless, the pattern of colonisation history of the family Canthocamptidae has not been well explained, due to the lack of a coherent phylogenetic analysis. A particular focus will be the study of the genera *Moraria* T. & A. SCOTT, 1893, *Bryocamptus* CHAPUIS, 1928 and *Canthocamptus* WESTWOOD, 1836, which are highly diversified at the Palearctic Region, and are considered the most species-rich canthocamptid genera of Lake Baikal (BORUTZKY 1964). 31 taxa of *Moraria*, 29 of *Bryocamptus* and 10 of *Canthocamptus* have been reported from the lake so far (EVSTIGNEEVA & OKUNEWÁ 2001, OKUNEWÁ 1983, 1989).

We expect to collect representatives of the 16 genera present in inland waterbodies of the region (BORUTZKY 1964, DEFAYE & DUSSART 2011, WALTER & BOXSHALL 2021), as far as possible the type species of each genus. Semi-terrestrial, epigean (benthos) and hypogean (interstitial, phreatic groundwater, caves) species will be considered. Part of the taxa has been already sampled at selected localities from Central and Southern Europe, Fennoscandia and Russia. In some cases we will use specimens from already existing collections.

In Central Europe and particularly in Austria, species inhabiting mountain lakes, ponds and groundwater, as well as those from lowlands are included. 12 waterbodies of the 5 zoogeographical regions present in Austria (Hungarian Lowland Region, Carpathian Region, Lower Mountain Range, Alpine Region – colline zone, and Alpine Region – mountain zone) defined by ILLIES (1978), are considered in the project. From the 8 genera known from Austria (LÖFFLER & NEUHUBER 1970, GAVIRIA 1998), we found to date 4 genera and 6 species in Tyrol (Fernsteinsee: *C. staphylinus* (JURINE, 1820)), Salzburg (Zell am See: *C. staphylinus*, *C. microstaphylinus* WOLF, 1905, *Attheyella trispinosa* (BRADY, 1880), *Moraria brevipes* SARS, 1862) and Upper Austria (Hallstätter See: *C. staphylinus*, *A. trispinosa*, *Attheyella crassa* (G.O. SARS, 1862), *Bryocamptus minutus* (CLAUS, 1863), *M. brevipes*).

Of all species mentioned, DNA barcodes using partial sequences of the mitochondrial cytochrome c oxidase subunit 1 gene (CO1) were established and submitted to GenBank (NCBI). Currently, accession numbers of two of the species studied *C. staphylinus* and *M. brevipes* are already available: *C. staphylinus* (Lake Hallstättersee MN737570, Lake Fernsteinsee MN737567, Lake Zell am See MN737565-MN737566), *M. brevipes* (Lake Zell am See MN266958).

Within a preliminary study of the family, we studied the phylogenetic structure of *A. crassa* (KOCHANOVÁ & GAVIRIA 1918b) and *C. staphylinus* (KOCHANOVÁ et al. 2018a, 2018c) in Europe and the European Russia. Genetic and morphological divergences of populations from distant localities suggested the existence of distinct mitochondrial lineages which might possibly represent cryptic species.

The study of the remaining genera like the epigean *Pesceus* ÖZDIKMEN, 2008, some stygobiont species of *Elaphoidella* CHAPPUIS, 1928 and of the semi-terrestrial genera *Maraenobiotus* MRÁZEK, 1893 and *Epactophanes* MRÁZEK, 1893, are in progress.

In summary, we expect to clarify the phylogenetic relationship of the 20 genera of the family Canthocamptidae of the Palearctic Region, to reveal the colonisation history of freshwater by the family and its diversification, to compare the relationship between west and east Palearctic species, to study the main evolutionary lineages of the canthocamptid fauna of Lake Baikal and their role on the phylogeny of the family.

GAVIRIA MELO S., FEFILOVA E. & KOCHANOV A. E., 2022: Phylogenie der Süßwasser-Canthocamptidae (Crustacea, Copepoda, Harpacticoida) der Paläarktis einschließlich des Baikalsees: Fortschritte in der molekularen Taxonomie ausgewählter österreichischer Arten.

Diese Studie soll die phylogenetischen Beziehungen der vor allem im Süßwasser vorkommenden Familie Canthocamptidae (Copepoda, Harpacticoida) in der Paläarktis untersuchen. Um die Evolution der Familie zu verstehen, werden die Brackwasser-Gattungen (*Itunella* BRADY, 1896, *Cletocamptus* SCHMANKEVITSCH, 1875), über euryhaline (*Mesochra*, BOECK, 1865) bis zu Süßwasser-Taxa (alle übrigen Gattungen) studiert. Damit erwarten wir Einblicke in die Kolonisierung des Süßwassers durch die Familie. 22 Besiedlungereignisse von Binnengewässern durch die Unterklasse Copepoda wurden bereits bestimmt (BOXSHALL & JAUME 2000). Dennoch ist das Muster der Besiedlungsgeschichte der Familie Canthocamptidae durch das Fehlen einer zusammenhängenden phylogenetischen Analyse nicht vollständig geklärt. Ein besonderer Fokus liegt auf der Untersuchung der Genera *Moraria* T. & A. SCOTT, 1893, *Bryocamptus* CHAPPUIS, 1928 und *Canthocamptus* WESTWOOD, 1836, die äußerst vielfältig in der Paläarktischen Region vorkommen und die artenreichsten Gattungen der Canthocamptiden im Baikalsee darstellen (BORUTSKY, 1964). 31 Taxa von *Moraria*, 29 von *Bryocamptus* und 120 von *Canthocamptus* sind aus dem Baikalsee (EVSTIGNEEVA & OKUNEWKA 2001, OKUNEWKA 1983, 1989) bekannt.

Wir erwarten, Vertreter aller 16 Gattungen, die in kontinentalen Wasserkörpern der Paläarktis vorkommen (DEFAYE & DUSSART 2011, WALTER & BOXSHALL 2021) zu finden, wenn möglich, die „type-species“ jeder Gattung. Semiterrestrische, epigäische (Benthos) und hypogäische (Interstitial, Grundwasser, Höhlen) Arten sollen dabei berücksichtigt werden. Ein Teil der Taxa wurde bereits an ausgewählten Stellen in Mittel- und Südeuropa, Fennoskandien und Russland gesammelt. In einigen Fällen werden wir auf Exemplare aus bereits existierenden Sammlungen zurückgreifen. In Mitteleuropa und speziell in Österreich sind Arten aus Bergseen, Teichen und Grundwasser sowie aus dem Tiefland eingeschlossen. Gewässer aus den 5 von ILLIES (1978) in Österreich definierten zoogeografischen Regionen (Ungarische Tiefebene, Karpaten, Zentrales Mittelgebirge, Alpen, Dinarischer Westbalkan) sind im Projekt berücksichtigt.

Von den 8 aus Österreich bekannten Gattungen (LÖFFLER & NEUHUBER 1970, GAVIRIA 1998) haben wir bis jetzt 4 Gattungen und 6 Arten in Tirol (Fernsteinsee: *C. staphylinus* (JURINE, 1820)), Salzburg (Zell am See: *C. staphylinus*, *C. microstaphylinus* WOLF, 1905, *Attheyella trispinosa* (BRADY, 1880), *Morariabrevipes* SARS, 1862) und Oberösterreich (Hallstätter See: *C. staphylinus*, *A. trispinosa*, *Attheyella crassa* (G.O. SARS, 1862), *Bryocamptusminutus* (CLAUS, 1863), *M. brevipes*) gefunden.

Bei allen erwähnten Arten, wurden DNA-Barcodes analysiert (mittels Teilsequenzen des mitochondrialen Cytochrome Oxidase subunit 1 Gen CO1) und der GenBank (NCBI) übermittelt. Die Zugangsnummern von 2 der untersuchten Arten, *C. staphylinus* (Hallstättersee MN737570, Fernsteinsee MN737567, Zell am See MN737565-MN737566), *M. brevipes* (Zell am See MN266958) sind bereits abrufbar.

Im Rahmen der vorläufigen Studie der Familie, untersuchten wir die phylogenetische Struktur von *A. crassa* (KOCHANOV A. & GAVIRIA 1918b) und *C. staphylinus* (KOCHANOV A. et al. 2018a, 2018c) in Europa und im europäischen Russland. Genetische und morphologische Divergenzen der Populationen aus unterschiedlichen Lebensräumen deuten die Existenz von unterschiedlichen mitochondrialen Evolutionslinien an, die möglicherweise kryptische Arten darstellen.

Die Untersuchung der übrigen Gattungen wie des epigäischen *Pesceus* ÖZDIKMEN, 2008, einiger stygobionter Arten von *Elaphoidella* CHAPPUIS, 1928 und der semi-terres-

trischen Gattungen *Maraenobiotus* MRÁZEK, 1893 und *Epactophanes* MRÁZEK, 1893,
sind in Arbeit.

Zusammenfassend erwarten wir die phylogenetische Beziehung der 20 Gattungen der
Familie Canthocamptidae in der Paläarktis, die Besiedlungsgeschichte des Süßwassers
durch diese Familie und ihre Diversifizierung zu klären, sowie die Beziehung zwischen
Arten der westlichen und östlichen Paläarktis zu vergleichen, die evolutionären Haupt-
linien der Canthocamptiden-Fauna des Baikalsees und ihre Rolle in der Phylogenie der
Familie zu erforschen.

Keywords: systematics, cladistics, molecular & morphological taxonomy, evolution,
aquatic zoogeography, diversity.

Literature

(for references of taxonomic authors, see WALTER & BOXSHALL 2021)

- BORUTZKY E.V., 1964: Fauna of the U.R.S.S., Crustacea, Harpacticoida. *Zoological Institute of the Academy of Sciences of the U.R.S.S.*. Translated from Russian by the Israel Programm of Scientific Translations, Jerusalem, 3(4), 1–396.
- BOXSHALL G.A. & JAUME D., 2000: Making Waves: The Repeated Colonisation of Fresh Water by Copepod Crustaceans. *Advances in Ecological Research* 31, 61–79.
- DEFAYE D. & DUSSART B., 2011: World Directory of Crustacea Copepoda III – Harpacticoida IV – Gelyelloida. Backhuys Publishers, Margraf Publishers GmbH, Weikersheim, Germany, 450 pp.
- EVSTIGNEEVA T.D. & OKUNEVA G.L., 2001: Harpacticoids (Harpacticoida). In TIMOSHKIN O.A. (Ed.): Index of animal species inhabiting Baikal Lake and its catchment area. Vol. 1. Lake Baikal. Book 1. Novosibirsk: "Nauka", 468–490. (in Russian)
- GAVIRIA S., 1978: Checklist and distribution of the free-living copepods (Arthropoda: Crustacea) from Austria. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 100 B, 539–594.
- GAVIRIA S. & FUCHS A., 2017: Crustacea: Copepoda: Harpacticoida, 7 pp. In: MOOG O. & A. HARTMANN (Eds.): Fauna Aquatica Austriaca, Catalogue for autoecological classification of Austrian aquatic organisms, 3. Edition 2017. BMLFUW, Vienna (extracted from online FAA_2017: <http://www.ecoprof.at/index.php/fauna-aquatica-austriaca.html>)
- ILLIES J., 1978: Limnofauna Europea. A checklist of the animals inhabiting European inland waters, with accounts of their distribution and ecology (except Protozoa). 2nd Ed., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, N.Y.
- KOCHANOV A., FEFILOVA E., SUKHikh N.M., VELEGZHANINOV I.O., SHADRIN D.M., PYLINA Y.A. & ALEKSEEV V.R., 2018a: Morphological and Molecular-Genetic Polymorphism of *Canthocamptus staphylinus* Jurine (Harpacticoida, Copepoda, Crustacea). *Inland Water Biol.* 11(2), 111–123.
- KOCHANOV A. & GAVIRIA S., 2018b: Integrative taxonomy of the freshwater harpacticoid *Attheyel-lacrassa* G.O. Sars, 1863 (Crustacea: Copepoda: Canthocamptidae) in the Palearctic region. *Invert. Zool.* 15(3), 267–276.
- KOCHANOV A., SARVALA J. & FEFILOVA E., 2018c: Phylogenetic Study of Dioecious and Parthenogenetic Populations of *Canthocamptus staphylinus* (Crustacea, Copepoda, Harpacticoida). *Bull. Southern California Acad. Scienc.* 117(2), 138–149.
- LÖFFLER H. & NEUHUBER F., 1970: Catalogus Faunae Austriae. Ein systematisches Verzeichnis aller auf österreichischem Gebiet festgestellten Tierarten. Teil VIII: Crustacea, VIIIC 1–10. Harpacticoida, 1–10.
- OKUNEVA G.L., 1983: New species of copepods (Harpacticoida) of the fauna of Lake Baikal. *Zool. Zh. Mosk.* 62(9), 1343–1352. (in Russian)
- OKUNEVA G.L., 1989: Harpacticids of Lake Baikal. Thesis Univ. Irkutsk, 149 pp. (in Russian)

WALTER T.C. & BOXSHALL G., 2021: World of Copepods Database. *Canthocamptidae* Brady, 1880.
Accessed through: World Register of Marine Species at: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=115140> on 2021-08-14

Addresses:

Dr. Santiago GAVIRIA MELO, University of Vienna, Dep. of Functional & Evolutionary Ecology & Technisches Büro für Biologie Dr. Gaviria Melo, Vienna, Austria. Fred-Raymond-Gasse 19/2/4, A-1220 Vienna. E-Mail: santiago.gaviria@gmx.at

Elena FEFILOVA, PhD, Russian Academic of Sciences, Komi Scientific Center, 28, Kommunisticheskaya St., 167982, Syktyvkar, Russia. E-Mail: fefilova@ib.komisc.ru

Elena KOCHANOV A, PhD candidate, University of Helsinki, Finnish Museum of Natural History, Pohjoinen Rautatiekatu 13, POB 17, 00014 Luomus, Finnland.
E-Mail: kochanova91@gmail.com

Extended Abstract

The unexpected biodiversity of the genus *Phoxinus* (Leusciscidae) in Austria – a perfect example of pros and cons of the DNA barcoding region COI for taxonomical use

Anja PALANDAČIĆ, Luise KRUCKENHAUSER, Harald AHNELT & Ernst MIKSCHI

Minnows of the genus *Phoxinus* (Leusciscidae) are small fishes, which inhabit various kinds of water bodies, such as mountain streams, lowland rivers and different types of lakes (Figure 1, 2). While initially several species were described (for example *Phoxinus morella* (LESKE, 1774) from central Germany, *P. marsili* HECKEL, 1836 from Vienna, Austria, and *P. csikii* HANKO, 1922 from Montenegro), in the beginning of the 20th century, they were unified under one, widely distributed species, *Phoxinus phoxinus* (LINNAEUS, 1758) or European minnow. The taxonomy remained unmodified for over a century, until a morphological study by BOGUTSKAYA & NASEKA (2004) re-established *P. colchicus* BERG, 1910, while KOTTELAT (2007) described two new species (*P. septimaniae* and *P. bigerri*) and resurrected one (*P. starniae* DRENSKY, 1926). Afterwards, several molecular studies followed (PALANDAČIĆ et al. 2015, KNEBELSBERGER et al. 2015, PALANDAČIĆ et al. 2017) and exposed an unexpected biodiversity within the genus. *Phoxinus phoxinus* is a complex of species, which up to now includes 23 genetic lineages, thirteen of which are considered valid species (PALANDAČIĆ et al. 2020, DENYS et al. 2020). Nevertheless, most of the lineages were determined based on two mitochondrial (mt) genes – cytochrome b (cytb) and cytochrome oxidase I (COI), while analysis of nuclear markers proved to be ambiguous, contrasting the mtDNA results or were simply missing (PALANDAČIĆ et al. 2020). In addition, due to phenotypic diversity, morphological identification of species is difficult (RAMLER et al. 2016). The lineages also do not follow usual distribution patterns observed in the family Leusciscidae – according to the river drainages and water basins – but rather transverse those boundaries. Finally, natural and human-induced hybridisation was discovered in most of the lineages, and introductions were reported from all around Europe (MÍRO and VENTURA 2015, MUSETH et al. 2007, GARCIA-RAVENTOS et al. 2020, DE SANTIS et al. 2021), making species delimitation in *Phoxinus* extremely difficult.

As in Europe, it was assumed that Austria is populated with *P. phoxinus*. However, genetic studies based on COI and cytb identified four species inhabiting Austrian waters, namely *P. csikii*, *P. lumaireul*, *P. marsili* and *P. phoxinus*. Further, three distinct mtDNA sublineages of *P. lumaireul* (SCHINZ, 1840) (denoted as 1a, 1c and 1d according to PALANDAČIĆ et al. 2015, and partly corroborated with nuclear markers) are present. Of the two possible sublineages of the species *P. csikii*, the sublineage characteristic for Central Europe – 5b (PALANDAČIĆ et al. 2020) was detected. Due to above mentioned human introductions and ambiguities in distribution patterns, it was not clear if the different lineages/species occur naturally or were introduced. Thus, a comparison of the museum material and freshly collected samples was applied to assess the distribution of genetic lineages (PALANDAČIĆ et al. 2020) in Austria. The results suggested that the three species *P. csikii*, *P. marsili* and *P. lumaireul* – sublineage 1d and possibly 1c occur naturally, while *P. phoxinus* and *P. lumaireul* 1a have been introduced. The amazing biodiversity of the genus *Phoxinus* came to light also due to various DNA barcoding projects, which provided data for comparison throughout Europe. However, most of the taxonomy is currently based on mitochondrial genes, which offers only one version of evolutionary history, and needs to be critically evaluated with nuclear markers and morphological analysis. In addition, in Austria, a reduced sampling, which is typically performed for the setup of a DNA barcoding reference databank (usually only 4 individuals) would not suffice to detect the complete biodiversity of *Phoxinus*. First,

a wider reference set is needed to observe the formation of two different clades when comparing closely related *P. lumaireul* and *P. csikii*. Second, *P. marsili* has a very restricted distribution in Austria, as the Vienna area represents the westernmost area of its range. Thus, the presence of *P. marsili* in Austria would have been easily overseen. Finally, due to frequently detected human introductions, it would be difficult to evaluate the species' natural distribution. In conclusion, DNA barcoding can surely be used as a first step in biodiversity assessment, but cannot substitute in-depth taxonomic studies.

PALANDAČIĆ A., KRUCKENHAUSER L., AHNELT H. & MIKSCHI E., 2022: Die unerwartete Artenvielfalt der Gattung *Phoxinus* (Leuciscidae) in Österreich – ein Beispiel für die Vor- und Nachteile des DNA-Barcodings für taxonomische Zuordnungen. Elritzen (*Phoxinus* sp.) bewohnen verschiedene Lebensräume wie Gebirgsbäche, Tieflandflüsse und verschiedene Arten von Seen. Über ein Jahrhundert lang wurde angenommen, dass in Europa nur eine einzige weit verbreitete Art, *Phoxinus phoxinus* – die Europäische Elritze – vorkommt. Ausgehend von mehreren morphologischen und molekularen Studien wurde jedoch deutlich, dass *P. phoxinus* ein Artenkomplex ist, der derzeit 23 genetische Linien umfasst, von denen 13 als gültige Arten sind. In den meisten Abstammungslinien wurde jedoch auch natürliche, oder vom Menschen, durch Aussetzungen aus Spanien, Portugal, Frankreich und Deutschland, induzierte Hybridisierung entdeckt. Dies erschwert die Abgrenzung der Arten in *Phoxinus* zusätzlich. Es wurde ursprünglich angenommen, dass in Österreich, wie in Europa, nur *P. phoxinus* vorkommt. Genetische Studien haben jedoch gezeigt, dass stattdessen vier Arten in den österreichischen Gewässern leben, nämlich *P. csikii*, *P. lumaireul*, *P. marsili* und *P. phoxinus*. Durch die Analyse des Museumsmaterials in der ichthyologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums Wien wurde gezeigt, dass drei Arten (*P. csikii*, *P. lumaireul*, *P. marsili*) wahrscheinlich natürlich vorkommen, während *P. phoxinus* vermutlich eingesetzt wurde.

Die erstaunliche Artenvielfalt der Gattung *Phoxinus* wurde auch durch verschiedene DNA-Barcoding-Projekte, durch die europaweites Vergleichsmaterial zur Verfügung steht, deutlich. Die Taxonomie basiert derzeit jedoch fast ausschließlich auf mitochondrialen Genen, die nur eine Version der Evolutionsgeschichte darstellen und durch Untersuchungen von nukleären Markern und morphologischen Merkmalen kritisch bewertet werden müssen. Darüber hinaus würde in Österreich die im Rahmen der Erstellung einer DNA-Barcoding-Referenzdatenbank durchgeführte reduzierte Probennahme (meist nur 4 Individuen) nicht ausreichen, um die vollständige Artenvielfalt von *Phoxinus* nachzuweisen. Aufgrund der Einschleppungen ist es schwierig, die natürliche Verbreitung der Arten zu bewerten. Zusammenfassend kann DNA-Barcoding sicherlich als erster Schritt bei der Bewertung der biologischen Vielfalt verwendet werden, jedoch eingehende taxonomische Studien nicht ersetzen.

Keywords: *Phoxinus*, Austria, biodiversity, cytochrome oxidase I.

Literature

- BOGUTSKAYA N.G. & NASEKA A.M., 2004: Catalogue of agnathans and fishes of fresh and brackish waters of Russia with comments on nomenclature and taxonomy. Moscow: KMK Scientific Press Ltd. <https://doi.org/10.13140/2.1.2161.6326>
- DENYS G.P.J., DETTAI A., PERSAT H., DASZKIEWICZ P., HAUTECOEUR M. & KEITH P., 2020: Revision of *Phoxinus* in France with the description of two new species (Teleostei, Leuciscidae). *Cybium* 44(3), 205–237. <https://doi.org/10.26028/cybium/2020-443-003>
- DE SANTIS V., DELMASTRO G.B., VANETTI I., BRITTON J.R. & ZACCARA S., 2021: Species composition of introduced and natural minnow populations of the *Phoxinus* cryptic complex in the westernmost part of the Po River Basin (north Italy). *Biol. Invasions* 23, 657–668. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02406-2>
- KNEBELSBERGER T., DUNZ A.R., NEUMANN D. & GEIGER M.F., 2015: Molecular diversity of Germany's freshwater fishes and lampreys assessed by DNA barcoding. *Mol. Ecol. Resour.* 15(3), 562–572. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12322>

- KOTTELAT M., 2007: Three new species of *Phoxinus* from Greece and southern France (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyol. Explor. Freshw.* 18, 145–162.
- MIRO A. & VENTURA M., 2015: Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biol. Invasions* 17, 791–803. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0769-z>
- MUSETH J., HESTHAGEN T., SANDLUND O.T., THORSTAD E.B. & UGEDAL O., 2007: The history of the minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) in Norway: from harmless species to pest. *J. Fish Biol.* 71(Suppl D), 184–195. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01673.x>
- PALANDAČIĆ A., BRAVNIČAR J., ZUPANČIĆ P., ŠANDA R. & SNOJ A., 2015: Molecular data suggest a multispecies complex of *Phoxinus* (Cyprinidae) in the Western Balkan Peninsula. *Mol. Phylogenet. Evol.* 92, 118–123. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2015.05.024>
- PALANDAČIĆ A., KRUCKENHAUSER L., AHNELT H. & MIKSCHI E., 2020: European minnows through time: museum collections aid genetic assessment of species introductions in freshwater fishes (Cyprinidae: *Phoxinus* species complex). *Heredity* 124, 410–422. <https://doi.org/10.1038/s41437-019-0292-1>
- GARCIA-RAVENTOS A., MARTINS F.M.S., TEIXEIRA A., SOUSA R., FROUFE E., VARANDAS S., LOPES-LIMA M., BEJA P. & FILIPE A.F., 2020: Origin and history of *Phoxinus* (Cyprinidae) introductions in the Douro Basin (Iberian Peninsula): an update inferred from genetic data. *Biol. Invasions* 22(8), 2409–2419. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02279-5>

Addresses:

Dr. Anja PALANDAČIĆ, E-Mail: anja.palandacic@nhm-wien.ac.at, Dr. Ernst MIKSCHI, E-Mail: ernst.mikschi@nhm-wien.ac.at, First Zoological Department, Vienna Museum of Natural History, Burgring 7, A-1010 Vienna, Austria.

Dr. Luise KRUCKENHAUSER, Laboratory of Molecular Systematics, Vienna Museum of Natural History, Burgring 7, A-1010 Vienna, Austria.
E-Mail: luise.kruckenhauser@nhm-wien.ac.at

Dr. Harald AHNELT, Department of Theoretical Biology, University of Vienna, Althanstrasse 14, A-1090 Vienna, Austria. E-Mail: harald.ahnelt@univie.ac.at

Extended abstract

GBOL III: Dark Taxa – Background, Aims & Selected Taxa

Vera RDUCH, Jonathan VOGEL, Santiago JAUME-SCHINKEL & Ralph S. PETERS

Since 2011, the ‘German Barcode of Life’ initiative (GBOL) has been running successfully. During the first (2011–2015) and the second phase (2016–2019), a network of professional and non-professional taxonomists was established to set up a DNA barcode reference library for the fauna, flora, and fungi of Germany. About half of the animal species occurring in Germany are covered within the database. Even species-rich groups like Coleoptera (beetles) and Lepidoptera (moths and butterflies) are well represented. However, looking at Hymenoptera (bees, ants, and wasps) and Diptera (mosquitos, midges, and flies), the situation is different. Considering the estimated number of species in Germany, only about 25% of Hymenoptera and about 33% of Diptera species are covered in the GBOL barcode library. On the one hand, these two organism groups are megadiverse and represent almost 10.000 species each in Germany, which is almost half of the animal species occurring in Germany. On the other hand, these two groups of insects comprise so called “Dark Taxa” which constitute a large fraction of the respective total species numbers: Most of the specimens cannot be assigned to species level or belong to groups that are not or not well documented. So far, these taxa are largely understudied: there are no reliable lists of species, no clear characterization of species, no identification keys, no reference collection, no DNA barcode information, and no taxonomic specialists (or only very few worldwide) for the respective groups. Accordingly, these taxa have been (widely) excluded from GBOL or other biodiversity research. In samples from Malaise traps these Dark Taxa can represent 50% or more of the specimens and for them, a species-specific determination via metabarcoding is not possible so far. Filling the gaps in the DNA barcode reference library in Diptera and Hymenoptera and thus increasing the size and quality of the database is one of the aims of the new phase *GBOL III: Dark Taxa*. Funded by the German Ministry of Education and Science (BMBF) the new phase started on 1st July 2020 with a duration of 42 months. The overall aim of completing the DNA barcode reference database can only be reached if we investigate the Dark Taxa within the Diptera and parasitoid Hymenoptera with a targeted integrative taxonomic approach. Traditional morphological characters might not be enough to reliably delimit and discriminate species. They are complemented by state-of-the-art and innovative methods (e.g., genital morphology, wing interference patterns, host records, DNA barcodes, taxonomics data). We need to characterize species and provide reliable taxon names in order to fill up the database. In the course of the project, we will train a new generation of taxonomists with expertise on diverse Dark Taxa and the latest methods and approaches in taxonomic science. Thus, *GBOL III: Dark Taxa* is not only a barcode initiative, but also a taxonomy initiative. The consortium consists of the Zoological Research Museum Alexander Koenig in Bonn (now part of the Leibniz Institute for the Analysis of Biodiversity Change) that further serves as leader and central coordination, the State Museum of Natural History in Stuttgart, the Zoological State Collection in Munich, the University of Würzburg (Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie) and the Entomological Society of Krefeld. In total 11 PhD candidates will investigate one dark taxon each: Figitidae, Eurytomidae, Platygastroidea, Ceraphronoidea, Ichneumonoidea, Diapriidae (all parasitoid Hymenoptera), Psychodidae, Limoniidae, Phoridae, Sciaridae and Chironomidae (all Diptera). Besides the PIs within the consortium, external taxonomic specialists are closely involved in the training of the PhD candidates. Further taxa selected to be focused on during the funding period are Ormyridae, Eupelmidae, Chalcididae, Mymaridae, Perilampidae, Torymidae, Trichogrammatidae, Encyrtidae, Eulophidae (all parasitoid Hymenoptera), Keroplatidae, Pediciidae, Tachinidae, Sarcophagidae, Cecidomyiidae and Empidoidea (all Diptera). One additional PhD project will investigate

the parasitoids of pest species as an application study. Two more subprojects complete the tasks of *GBOL III: Dark Taxa*. 1) Our web portal (www.bolgermany.de) provides access to the data and can already be used for reverse identification approaches. We will implement more tools, for example, one important aspect is the development of a platform for the use of ASVs (amplicon sequence variants). ASVs are DNA-barcodes without an assigned species name that emerge from metabarcoding studies. We will be able to database these ASVs so that they are available with the attached data for future analyses. 2) For some species of Dark Taxa, only a few, small and possibly degraded samples will be at hand. Further, some taxonomic and species delimitation issues will need more than morphology and DNA barcodes. Here the subproject steps in and addresses new and optimized approaches to poor-quality samples and taxonomics. Another important aspect of *GBOL III: Dark Taxa* is the communication and public outreach. For this, we updated our homepage (www.bolgermany.de) and we are present on Twitter (@GBOLIIIDarkTaxa), on Facebook (@germanbarcodeoflife) and on Instagram (@gbol_germanbarcodeoflife). We share general and specific information via these channels and inform the public and stakeholders about the progress of the GBOL project, DNA barcoding & integrative taxonomy, biodiversity loss and Dark Taxa. We would like to share knowledge and awake enthusiasm for these topics and for the Dark Taxa to highlight their importance within the Central European fauna.

RDUCH V., VOGEL J., JAUME-SCHINKEL S. & PETERS R.S., 2022: GBOL III: Dark Taxa – Hintergrund, Ziele & ausgewählte Taxa.

Die 'German Barcode of Life'-Initiative (GBOL) arbeitet seit 2011 sehr erfolgreich an der DNA-Barcode-Referenzbibliothek für die in Deutschland vorkommenden Tiere, Pflanzen und Pilze. Nach zwei Förderphasen ist etwa die Hälfte der heimischen Tierarten in der Datenbank vorhanden. Auch artenreiche Gruppen (Coleoptera oder Lepidoptera) sind gut abgebildet. Allerdings, in Bezug auf die geschätzten Artenzahlen in Deutschland, sind nur etwa 25 % der Hymenoptera (Bienen, Ameisen und Wespen) und 33 % der Diptera (Mücken und Fliegen) in der GBOL-Barcode-Referenzbibliothek vertreten. Diese Lücken in der Datenbank zu schließen ist das wesentliche Ziel der neuen Förderphase *GBOL III: Dark Taxa*, die, erneut gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), am 1. Juli 2020 für 42 Monate gestartet ist. Das gesteckte Ziel kann nur erreicht werden, wenn diese "Dark Taxa" der Diptera und parasitoiden Hymenoptera mit einem gezielten integrativen taxonomischen Ansatz erforscht werden, um Arten zu charakterisieren und mit verlässlichen Artnamen zu versehen. Im Laufe des Projektes werden wir eine neue Generation von Taxonomen ausbilden, das Web-Portal (www.bolgermany.de) um weitere Werkzeuge erweitern (die Speicherung und Auswertung von ASV-Daten) und die Ansätze optimieren, um auch ein Arbeiten mit (oder ein Bearbeiten von) Proben von geringer DNA-Qualität oder Quantität zu ermöglichen. Ein weiterer Aspekt ist die Kommunikation der Ergebnisse sowie die Sensibilisierung der Gesellschaft für Dark Taxa.

Keywords: Barcoding Initiative, Integrative Taxonomy, Dark Taxa, Hymenoptera, Diptera, Parasitoid Wasps, Nematocera.

Addresses:

Dr. Vera RDUCH (project coordination), E-Mail: v.rduch@leibniz-zfmk.de, Dr. Ralph S. PETERS (project lead), E-Mail: r.peters@leibniz-zfmk.de, Jonathan VOGEL, Ph.D. candidate (figitid wasps), E-Mail: j.vogel@leibniz-zfmk.de, Santiago JAUME-SCHINKEL, Ph.D. candidate (Psychodidae), E-Mail: s.jaume@leibniz-zfmk.de, Zoologisches Forschungsmuseum Alexander Koenig – Leibniz-Institut für Biodiversität der Tiere, Adenauerallee 160, 53113 D-Bonn, Germany.

Buchbesprechung

Rob DUNN (Übers: K. KATIC), 2021: Nie allein zu Haus. Von Mikroben über Tau-sendfüßer und Höhlenschrecken bis zu Honigbienen – die Naturgeschichte unse-rer Häuser. XIV+290 Seiten, 28 schwarz-weiß Abbildungen. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Vor einigen Jahren ist ein Buch des amerikanischen Umweltaktivisten Richard Louv mit dem Titel „*The last child in the woods*“ erschienen. Kinder in der Natur, heißt es da, seien heutzutage eine aussterbende Spezies. Die Folgen dieser „Natur-Defizit-Störung“, wie der Autor sie nennt, sind: Flucht in virtuelle Welten, Hyperaktivität, Gewalt, Sucht, ein ge-steigerter Gebrauch von Psychopharmaka („Generation Ritalin“) sowie eine wachsende Gleichgültigkeit gegenüber Natur und Umwelt. Konrad LORENZ hat ähnliche Gedanken dazu in die Worte gekleidet: „*Je älter ich werde, umso stärker kommt mir zu Bewusstsein, was wir unseren Kindern genommen haben. Der Lebensraum der Schmetterlinge ist zugleich der wunderbarste Erlebensraum für Kinder. Er vermag zur Entwicklung von Naturliebe und -sehnsucht beizutragen.*“ Und von Alexander MITSCHERLICH stammt der Satz: „*Der junge Mensch braucht seinesgleichen, nämlich Tiere, überhaupt Elementares, Gebüsche, Spielraum Wasser, Dreck.*“

Wenn man jetzt formulieren würde, dass das vorliegende Buch gewissermaßen von dem zuletzt angesprochenen *Dreck* und dessen Bewohnern handelt, wäre ein Missverständnis gleichsam vorprogrammiert. Tatsächlich geht es darum, dass selbst in den blitzsauberen, von der Natur abgeschotteten, oftmals sterilisierten Innenräumen unserer Wohnbereiche zehntausende, eher aber sogar hunderttausende Arten leben, deren Existenz nur wenigen bekannt ist.

Im Bewusstsein der meisten Menschen handelt es sich dabei – jedenfalls seit Existenz und Bedeutung von Bakterien als Krankheitserreger erkannt wurden – um unerwünschte Mit-bewohner, die man bekämpfen, ja vernichten müsse; gleiches gilt für das makroskopische „Ungeziefer“. Dieser Fokus hat manch ein Menschenleben gerettet, aber man ging dabei zu weit: Niemand nahm sich mehr die Zeit, die übrigen Lebewesen in unseren Häusern zu untersuchen und ihnen Aufmerksamkeit zu schenken. Erst in jüngerer Zeit wandten sich Forschungsgruppen diesem Thema zu und begannen, das Leben in unseren Häusern zu inventarisieren. Dabei wuchs und wächst immer mehr die Erkenntnis, dass viele der Arten in den Häusern nützlich für uns Menschen sind; und nicht nur nützlich, sondern sogar unverzichtbar. Einige dieser Arten unterstützen unser Immunsystem. Andere helfen, Pathogene und Ungeziefer in Schach zu halten, indem sie mit ihnen konkurrieren. Viele sind potenzielle Ausgangsstoffe für neue Enzyme oder Medikamente. Einige können die Fermentation neuer Bier- und Brotsorten unterstützen, und Tausende sind an ökolo-gischen Prozessen beteiligt, die für die Menschheit von großem Wert sind, indem sie z. B. dafür sorgen, dass unser Leitungswasser frei von Pathogenen bleibt. *Die meisten Lebewesen in unseren Häusern sind entweder harmlos oder nützlich.*

Unglücklicherweise verstärkt die Gesellschaft gerade jetzt, da Wissenschaftler langsam herausfinden, dass viele Arten in unseren Häusern nützlich oder sogar unverzichtbar für uns sind, ihre Bemühungen, die Wohnräume möglichst keimfrei zu halten. Der vermehr-te Aufwand, der betrieben wird, um das Leben in unseren Häusern abzutöten, hat unbe-absichtigte, aber vorhersehbare Folgen. Der Einsatz von Pestiziden und antimikrobiellen

Substanzen bewirkt in Verbindung mit den fortlaufenden Versuchen, unsere Häuser gegen die Umwelt abzudichten, dass nützliche Arten, die diesen Angriffen nicht standhalten, abgetötet werden und aus unseren Häusern verschwinden. Dadurch unterstützen wir jedoch unbeabsichtigt resistente Arten wie die deutsche Küchenschabe und die Bettwanze sowie die tödlichen MRSA-Bakterien (die Methicillin-resistenten Arten von *Staphylococcus aureus*). Durch unsere Bemühungen werden diese resistenten Arten nicht nur noch hartnäckiger, wir beschleunigen geradezu ihre Evolution. Manche behaupten, dass die Evolution der Arten in unseren Häusern schneller verläuft als die Evolution irgendeiner anderen Art auf der Erde und vielleicht sogar schneller als irgendeine andere Evolution in der gesamten Geschichte der Erde. Wir beschleunigen mithin den Evolutionsprozess in unseren Häusern zu unserem eigenen Nachteil. Gleichzeitig sind die empfindlichen Arten verschwunden, die mit diesen neu entwickelten und immer problematischeren Stämmen konkurrieren könnten.

Als Einstieg in seine Ausführungen hat der Autor (Kapitelüberschrift: „*Wunder*“) die Entdeckungen von LEEUWENHOEK bei seinen mikroskopischen Untersuchungen im 17. Jahrhundert gewählt, um die Faszination, die von den Einsichten in eine bis dahin unbekannte Welt ausgeht, spürbar zu machen. (Ältere Absolventen der Universität Wien werden sich übrigens wehmütig an das Cytologie-Kapitel der Einführungsvorlesung von BURIAN erinnern.) Weitere Kapitel sind: *Heiße Quelle im Keller; Licht ins Dunkel; Krankheit durch fehlende Vielfalt; Bad im Fluss des Lebens; Das Problem mit der starken Vermehrung; Der weit-sichtige Ökologe; Wofür sind Höhlenschrecken eigentlich gut?; Das Problem mit den Schaben sind wir; Sieh mal, was die Katze hereingebracht hat; Mikrobengärten auf der Haut von Säuglingen; Der Geschmack der biologischen Vielfalt*. Da manche Titel nur eine schwache Idee von den behandelten Themen vermitteln, seien nachfolgend noch einige weitere Stichwörter gegeben: Mikrobenflora von Duschköpfen; unterschiedliche Allergiefrequenz in Finnisch- und Russisch-Karelien; Pestizidresistenzentwicklung bei Schaben und anderen Insekten; Bäckerhände und ihre Mikrobengemeinschaften; usw.

Der Stil ist sehr persönlich gehalten, d. h. der Autor versucht (es darf vermutet werden: erfolgreich), die Leser bei der Entwicklung der Versuchsansätze und Fragestellungen gleichsam „mitzunehmen“ und ihnen so den Erkenntnisprozess unmittelbar nahezubringen. Mag sein, dass es LeserInnen gibt, welche einen etwas „ruhigeren“, neutraleren Sachbuchstil bevorzugen würden. Dem (ironischen) Vorwurf an manche schreibenden Fachleute, die „*offenbar glauben, sie vergeben sich etwas, wenn man sie versteht*“ (Herbert ROSENDORFER), entgeht der Verfasser jedenfalls mit Leichtigkeit.

Wolfgang PUNZ

Aus der Gesellschaft

Bericht über das Vereinsjahr 2021

Generalversammlungen

Fr. 23.4.2021

Virtuelle Generalversammlung der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich

Di. 8.6.2021

Virtuelle außerordentliche Generalversammlung der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich mit Beschlussfassung zu den Statuten (https://www.univie.ac.at/zoobot/wordpress/wp-content/uploads/2021/07/Statuten_ZooBot_Juni_2021.pdf)

Vorträge und Exkursionen

Sa. 28.8.2021

„Pflegeeinsatz Zeiserlberg“ (Natura 2000 Schutzgebiet im Besitz der Gesellschaft)
Gemeinde Ottenthal/NÖ

Di. 28.9.2021

Ursula GÖHLICH, Elisabeth HARING, Stefan PROST
Virtueller Vortrag: „Wiederauferstehung des Mammuts – was steckt dahinter?“, gemeinsam mit dem NHM Wien.

Zum Nachsehen: <https://www.youtube.com/watch?v=ZX2x4cYH4L0>

Fr. 8.10.2021

Roland ALBERT, Michael GOTZINGER
Exkursion „Salzige Juwelen und Leben im Extremen“ – zu den Salzlacken und der Salzvegetation im Seewinkel

So. 17.10.2021

Irmgard GREILHUBER
Exkursion „Pilze im Östlichen Wienerwald“ – gemeinsam mit der ÖMG

Sa. 30.10.2021

Gerhard KOLLER u. Bernd TOBLER
Exkursion „Herbstpilze im Leithagebirge“ – gemeinsam mit der ÖMG

Do. 4.11.2021

6. Workshop Österreichische Tropenforschung – gemeinsam mit dem Förderverein für die Tropenstation La Gamba

Ort: Hörsaal am Rennweg 14, 1030 Wien und virtuell

So. 14.11.2021

Elisabeth KOPP
Exkursion „Vogelzug im Seewinkel“

Di. 16.11.2021

Michael GOTZINGER

Vortrag "15 Jahre Biosphärenpark Wienerwald"

Generalversammlung des Vereins zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse in Wien

Ort: Hörsaal 2, UZAI Geozentrum, Althanstraße 14, 1090 Wien

Di 30.11.2021

Marc OLEFS (ZAMG)

Virtueller Vortrag "Herausforderung Erderhitzung: Diagnose und Therapie – Fakten mit Fokus auf Österreich und globale Zusammenhänge"

Mi 15.12.2021

Christian GRIEBLER

Virtueller Vortrag: "Grundwasser – Biodiversität und Schutz"

Zum Nachsehen: <https://www.youtube.com/watch?v=IVdyA9GpqJA&t=2s>

Botanische Illustration im Botanischen Garten

4.-6. September 2021

Kurs „Botanische Malerei im Botanischen Garten“ (Botanische Illustration im HBV)
Margareta PERTL

9.-10. September 2021

Kurs „Botanische Malerei im Botanischen Garten“ (Botanische Illustration im HBV)
Margareta PERTL

TaxSyst Summer School

Heimische Wasserkäfer**20.-24. September 2021**

Kursleitung: Michaela BROJER

Kursort: Grüne Schule, Botanischer Garten, Wien

Die ZooBot bedankt sich sehr herzlich bei allen Vortragenden, Kooperationspartner*innen und Teilnehmer*innen.

Wegen der Maßnahmen zur Reduktion der Ansteckung mit dem Corona-Virus konnten im Sommersemester 2021 keine Veranstaltungen stattfinden.

Hinweis: Unser Archiv bietet noch weitere Informationen zu den stattgefundenen Veranstaltungen: http://www.univie.ac.at/zoobot/wordpress/?page_id=55

Die kommenden geplanten Veranstaltungen sind unter https://www.univie.ac.at/zoobot/wordpress/?page_id=481 ersichtlich.

Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich

Vorstand

Präsidentin: Priv.-Dozentin Dr. Elisabeth HARING
Vizepräsident: Dr. Gerhard AUBRECHT
Vizepräsident: Univ.-Prof. Dr. Michael KIEHN
Schriftführer: Univ.-Prof. Dr. Harald KRENN
Stv. Schriftführer: Assoz. Prof. Dr. Andreas TRIBSCH
Rechnungsführer: Maximilian PETRASKO, BSc
Stv. Rechnungsführer: Univ.-Prof. Dr. Helmuth SIEGHARDT
Referent Redaktion: Univ.-Prof. Dr. Rudolf MAIER
Referent Redaktion: Dr. Helmut SATTMANN
Referent Bibliothek: Hofrat Mag. Friedrich GUSENLEITNER

Vorstandsmitglieder ohne Funktion:

Assoz. Prof. Dr. Franz ESSL
Assoz. Prof. Dr. Ursula NOPP-MAYR
Univ.-Prof. Dr. Gabriel SINGER
Univ.-Prof. Dr. Christian STURMBAUER

Wissenschaftlicher Beirat

Assoz.-Prof. Dr. Sabine AGATHA
Univ.-Prof. Dr. Stefan DÖTTERL
Dr. Anton DRESCHER
Dr. Barbara-Amina GEREBEN-KRENN
Univ.-Prof. Dr. Michael GOTZINGER
ao. Univ.-Prof. Dr. Irmgard GREILHUBER
Univ.-Prof. Dr. Christian GRIEBLER
Univ.-Prof. Dr. Alois HERZIG
Dr. Christian KOMPOSCH
Priv.-Doz. Dr. Matthias KROPP
Dr. Robert LINDNER
Univ.-Prof. Dr. Andrea MÖLLER
Dr. Johann NEUMAYER
Univ.-Prof. Dr. Jörg OTT
emer. Univ.-Prof. Dr. Hannes PAULUS
DI Dr. Martin PFOSSER
Univ.-Prof. Dr. Birgit SCHLICK-STEINER
Univ.-Prof. Dr. Roman TÜRK
Univ.-Prof. Dr. Manfred WALZL
Univ.-Prof. Dr. Andreas WANNINGER
Dr. Christian WIESER
Dr. Helmut ZWANDER

Rechnungsprüfer*innen

Priv.-Doz. Dr. Alexander FRANZ
Mag. Ursula FRAUNSCHIEL

Richtlinien ab Band 159/2023

Acta ZooBot Austria – Richtlinien für Autor*innen

1. Allgemeines

Für das Einreichen eines Manuskriptes ist Voraussetzung, dass die Arbeit noch nicht publiziert oder an anderer Stelle zur Publikation eingereicht wurde. Alle Koautor*innen, die an der Arbeit beteiligt sind, stimmen implizit oder explizit der Publikation der Arbeit unter diesen Bedingungen zu. Alleinige/r Ansprechpartner*in für die Editor*innen ist der/die korrespondierende Autor*in (KA), der/die auch als solcher ausgewiesen wird.

Der/die KA ist auch im Besitz aller Genehmigungen und Autorisierungen bei der Verwendung von Textteilen, Abbildungen und/oder Tabellen aus anderen Publikationen. Die Einholung dieser Rechte von den Copyright-Inhaber*innen (in der Regel der/die Ursprungs-Autor*in und der Originalverlag) ist Aufgabe des/der korrespondierenden Autor*in. Kopien der Genehmigung(en) müssen bei der Manuskript-Einreichung beigelegt werden.

Es wird davon ausgegangen, dass die Autor*innen der eingereichten Manuskripte wesentlich zur Studienplanung, Datenerfassung, Analyse und Interpretation der Ergebnisse beigetragen haben und an der Erstellung oder kritischen Überarbeitung des Manuskripts und ihrer relevanten Inhalte beteiligt waren. Es wird auch davon ausgegangen, dass keine Person, welche die Kriterien für die Urheberschaft erfüllt, ausgelassen wurde. Weiters wird davon ausgegangen, dass alle als „Autor*innen“ angeführten Personen ihrer Autorenschaft zugestimmt haben und sich auf die Reihenfolge der Autorenschaft geeinigt haben. In dem Begleitschreiben erklärt der/die KA im Namen aller Autor*innen, dass das Manuskript ihr Originalwerk ist, nicht veröffentlicht wurde oder zur Veröffentlichung in einer anderen Zeitschrift eingereicht wurde, außerdem, dass alle ihrer Autorenschaft zustimmen und dass es keinen Interessenkonflikt mit irgendeiner anderen Partei gibt.

Mit der Übersendung eines Manuskripts an die Redaktion erklären die Autor*innen gegenüber der „Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich“, dass sie über sämtliche notwendigen Rechte im Zusammenhang mit der Veröffentlichung des Artikels und des gesamten Bildmaterials verfügen und erklären sich weiters ausdrücklich bereit, die Gesellschaft vollkommen schad- und klaglos zu halten, sollte sie wegen Verletzung irgendwelcher Rechte, insbesondere Urheberrechte, von wem immer in Anspruch genommen werden.

Alle eingereichten Manuskripte unterliegen einer kritischen Begutachtung (single blind peer review) durch zwei unabhängige (nicht befangene) Personen mit Fachexpertise im betreffenden Gebiet. Die letzte Entscheidung über die Annahme liegt bei den Editor*innen. Gutachter*innen sind grundsätzlich anonym, können sich allerdings auch entscheiden, ihre Identität offenzulegen.

2. Strukturierung und Formate des Manuskriptes

Titelseite

- ✓ Die Titelseite enthält den Titel der Arbeit (in Englisch bzw. in Deutsch und Englisch)
- ✓ Vor- und Nachnamen der Autor*innen in richtiger Reihenfolge

- ✓ Die Affiliation der Autor*innen, mit genauer postalischer Adresse, Email-Adresse, und falls vorhanden auch der 16-stellige ORCID-code der AutorInnen
- ✓ Nennung des/der ‚korrespondierenden Autor*in‘

Seite zwei und folgende

- ✓ Abstracts sind in deutscher und englischer Sprache erforderlich
- ✓ Zusätzlich müssen bis zu max. 8 Schlüsselwörter (keywords) in englischer Sprache angeführt werden
- ✓ Kurztitel für Kopfzeile in Englisch

Text

Die Textstrukturierung folgt der klassischen Einteilung wissenschaftlicher Manuskripte: Einleitung, Material und Methoden, Ergebnisse, Diskussion, Danksagung, Literaturverzeichnis, Tabellen- und Abbildungslegenden. Begründete Abweichungen sind möglich.

- ✓ Das Manuskript soll in Microsoft Word geschrieben sein (*.docx oder *.doc).
- ✓ Der Text soll in einer einheitlichen Grundschrift verfasst sein (z.B. Times Roman 12pt), mit einem Zeilenabstand von 1,5, und auf fortlaufend nummerierten Seiten.
- ✓ Der Umfang des Manuskriptes (inkl. Legenden der Tabellen und Abbildungen) soll 6.000 Wörter nicht überschreiten. Bei Manuskripten, die diesen Umfang überschreiten, ist die Länge des Manuskripts und etwaige Publikationskosten mit den Editor*innen zu verhandeln.
- ✓ Strukturierung des Textes mittels Tabulatoren und Leerzeichen soll vermieden werden.
- ✓ Gattungs- und Artnamen werden im Text *kursiv* geschrieben.
- ✓ Fachliche Abkürzungen müssen beim ersten Erscheinen im Text erklärt werden.
- ✓ Namen von Organisationen (z. B. in der Danksagung) müssen immer ausgeschrieben werden.
- ✓ Fußnoten sollten vermieden oder nur sehr sparsam eingesetzt werden. Jedenfalls müssen sie durchgehend nummeriert werden. Fußnoten in Tabellen werden durch hochgestellte Zahlen gekennzeichnet und in der Tabellen-Legende erklärt.
- ✓ Formeln sollen mit einem Formel-Editor erstellt werden.

Zitationen im Fließtext

Zitate im Text müssen im Literaturverzeichnis dokumentiert sein. Wird Literatur im Text mit Publikationsjahr zitiert, dann nach folgenden Mustern:

- ✓ Bei bereits im Fließtext vorhandenem Autor*innennamen
... Smith (2000)
- ✓ Ansonsten
 - ... (Smith 2000) ...
 - ... (Smith 2000; Frazer 2005)
 - ... (Smith 2000b, 2010; Frazer 2005) ...

- ✓ Bei zwei Autor*innen
... (Smith & Frazer 2020) ...
- ✓ Bei drei und mehr Autor*innen
... (Smith et al. 2021) ...

Zitationen im Literaturverzeichnis

Das Literaturverzeichnis muss immer alphabetisch nach Erstautor*in, sekundär nach Co-autor*innen, und tertiär chronologisch geordnet sein; und bei jedem Zitat – falls vorhanden – die DOI-Nummer im Link-Format am Ende des Zitates angeführt sein (z.B. <https://doi.org/abc123>). Dadurch wird in der Onlineversion der Publikation ein schneller Literaturzugriff ermöglicht.

- ✓ Zitierung eines Zeitschriftenartikels

Peitsch D, Fietz A, Hertel H, De Souza J, Ventura DF, Menzel R (1992) The spectral input systems of hymenopteran insects and their receptor-based colour vision. *Journal of Comparative Physiology A* 170(1), 23–40 (DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00190398>)

Schumann K, Gewolf S, Tackenberg O (2016) Factors affecting primary succession of glacier foreland vegetation in the European Alps. *Alpine Botany* 126(2), 105–117 (DOI: <https://doi.org/10.1007/s00035-016-0166-6>)

- ✓ Zitierung eines Buches

Lütz C (2012) Plants in alpine regions. Cell physiology of adaption and survival strategies. Springer-Verlag, Wien 202p. (ISBN 978-3-7091-0135-3)

- ✓ Zitierung eines Buchkapitels

Larcher W (2012) Bioclimatic temperatures in the high Alps. In: Lütz C (2012) Plants in alpine regions. Cell physiology of adaption and survival strategies. Springer-Verlag, Wien 21–27 (DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-7091-0136-0_3)

- ✓ Zitierung eines Online-Dokumentes

Kaufmann-Boll C, Kern M, Niederschmidt S (2020) Bodendaten in Deutschland. Übersicht über die wichtigsten Mess- und Erhebungsaktivitäten für Böden. Umweltbundesamt Texte 52/2020 https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-05-04_texte_broschuere_bodendaten.pdf (accessed: 26-12-2021)

Der Name der Zeitschrift darf nur in Ausnahmefällen abgekürzt werden.

Elektronisches Supplement

Daten oder Elemente (z. B. Abbildungen, Tabellen, Audio-/Videodateien), die für die Ausführung der Forschungsarbeit verwendet wurden und für die Leserschaft zusätzliche Information bieten, jedoch für das Verständnis des Haupttextes nicht essenziell sind, können als Elektronisches Supplement eingereicht werden. Die Verantwortung für Inhalt und Funktionalität liegt vollständig bei den Autor*innen.

Auf alle Elemente des Elektronischen Supplements muss im Text verwiesen werden (wie bei Tabellen, Abbildungen und Anhängen) und sie müssen in der Reihenfolge der ersten Erwähnung im Text nummeriert werden (z. B. Tabelle S1, Tabelle S2, Abbildung S1, Abbildung S2...). Am Ende des Artikels sind die Inhalte des Elektronischen Supplements in Form einer Liste anzugeben.

Elemente des Elektronischen Supplements sind soweit möglich in Dokumenten (z. B. mehrere Abbildungen und Tabellen in einer PDF-Datei) zusammenzufassen und mit folgender Information zu versehen: Titel und Autor*innen des Artikels, Name der Zeitschrift mit DOI-Nummer des Artikels, Kontaktdaten des/der korrespondierenden Autor*in.

Tabellen

- ✓ Die Tabellen werden fortlaufend nummeriert und der Reihe nach im Text zitiert.
- ✓ Jede Tabelle hat eine eigene Legende/Überschrift. Legenden in Deutsch und Englisch sind der Arbeit gesondert beizulegen.
- ✓ Alle in einer Tabelle enthaltenen Abkürzungen und Symbole sind in der Legende zu erklären.
- ✓ Falls nicht eigenes Material verwendet wird, muss die Quelle angeführt werden.
- ✓ Alle Tabellen können in einem File gesammelt eingereicht werden. Jede Tabelle wird mit einem eigenen File (Dateiname: Tab. xyz) eingereicht.
- ✓ Tabellen müssen eine druckfertige Form aufweisen und im Originalformat – entweder als Excel- oder Word-Datei – vorliegen (bitte aus Tabellen keine Bilddateien generieren und diese dann in Word einbinden!).

Abbildungen

- ✓ Die Abbildungen werden fortlaufend nummeriert und der Reihe nach im Text zitiert.
- ✓ Jede Abbildung hat eine eigene Legende/Überschrift. Legenden in Deutsch und Englisch sind der Arbeit gesondert beizulegen.
- ✓ Alle in einer Abbildung enthaltenen Abkürzungen und Symbole sind in der Legende zu erklären.
- ✓ Die Abbildungsunterschriften sollen nicht in die Abbildungen integriert werden, sondern sind am Ende des Manuskripts zusammenzufassen.
- ✓ Falls nicht eigenes Material verwendet wird, muss die Quelle angeführt werden.
- ✓ Jede Abbildung wird als separates File (Dateiname: Abb. xyz) eingereicht.
- ✓ Vector-Grafiken sollen im EPS-Format abgespeichert sein, Halbtön-Abbildungen (z.B. Fotos) im TIFF-Format, MS-Office-Grafiken sind möglich. Bei Vector-Grafiken im EPS-Format muss die Schrift eingebunden sein.
- ✓ Bei Scans von Fotos ist eine Mindestauflösung von 300-600 dpi notwendig, beim Scan von Strichzeichnungen eine Auflösung von 1200 dpi.
- ✓ Die Größe der Symbole, Buchstaben und Zahlen muss so gewählt werden, dass diese auch nach Verkleinerung der Druckvorlagen auf das Satzspiegelformat (max. 125 mm Breite und 192 mm Höhe) gut lesbar bleiben.

3. Einreichung des Manuskriptes

Die Manuskripte für die *Acta Zoobot Austria* müssen die Vorgaben aus Punkt 2 (Strukturierung und Formate des Manuskriptes) erfüllen, und werden elektronisch eingereicht. Die Manuskript-Einreichung erfolgt via Email (redaktion.zoobot@univie.ac.at). Der Umfang

der Beiträge darf 6000 Wörter (inklusive Abbildungs- und Tabellen-Legenden) nicht überschreiten. Umfangreichere Arbeiten bedürfen einer Rückfrage bei den Editor*innen und können die Verrechnung von Mehrkosten bewirken. Bis zumindest 2023 werden seitens des Herausgebers keine Publikationsgebühren für Beiträge mit weniger als 6000 Wörtern erhoben.

Der/Die „korrespondierende Autor*in“ kann im Begleitschreiben bis maximal vier geeignete (auch internationale) Gutachter*innen vorschlagen und/oder den Ausschluss (unter Angabe der Gründe) einer oder mehrerer bestimmten Personen als Gutachter*innen beantragen. Die Zeitschrift behält sich das Recht vor, diese oder andere Gutachter*innen für die Begutachtung des eingereichten Artikels zu bestimmen.

Eingereicht werden:

- ✓ Begleitschreiben (cover letter) unterzeichnet vom/von der korrespondierenden Autor*in (PDF oder *.docx oder *.doc)
- ✓ Das Manuskript als Word®-Datei (*.docx oder *.doc) mit maximal 6000 Wörtern
- ✓ Alle Tabellen in mit klarer Titelung (Tabelle 1, Tabelle 2, etc.) in einer eigenen Datei
- ✓ Alle Abbildungen in Einzeldateien (Abb01.xxx ... Abb0n.xxx)
- ✓ Eventuelle Genehmigungen von externen Copyright-Inhaber*innen (PDF)

Es besteht die Möglichkeit, gemeinsam mit dem Manuskript, zusätzliche Informationen und Daten (z.B. Rohdaten, weiterführende Tabellen und Abbildungen) als Elektronisches Supplement einzureichen.

Werden im Rahmen der eingereichten Arbeiten neue Nukleotidsequenzen analysiert, sollten diese in öffentlichen Datenbanken wie NCBI GenBank oder BOLD hinterlegt werden.

Bei Artbeschreibungen muss der Holotyp in einer öffentlichen wissenschaftlichen Sammlung hinterlegt sein und die Hinterlegungsreferenz genannt werden (Sammlung, Inventarnummer).

Nach der Online-Publikation des Artikels sind Änderungen nur noch in Form eines Erratum möglich.

Nach Annahme des Manuskriptes räumen die Autor*innen der Zeitschrift *Acta ZooBot Austria* und dem Verein *Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich* als Herausgeber, zeitlich unbegrenzt, das nicht ausschließliche Recht ein, ihr Manuskript bzw. Publikation unter der Lizenz Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0, <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>) zu veröffentlichen. Die Autor*innen/Lizenzegeber*innen bestätigen, dass die Manuskriptinhalte inklusive aller Bestandteile (z.B. Abbildungen, Grafiken, Bilder etc.) keine Rechte Dritter verletzen (z.B. Urheberrechte, Persönlichkeitsrechte, Datenschutz).

Acta Zoobot Austria erscheint einmal jährlich, im ersten Quartal des jeweiligen Jahres. Letzter Termin für die Einreichung der Manuskripte ist jeweils der 31. Juli des Vorjahres.

