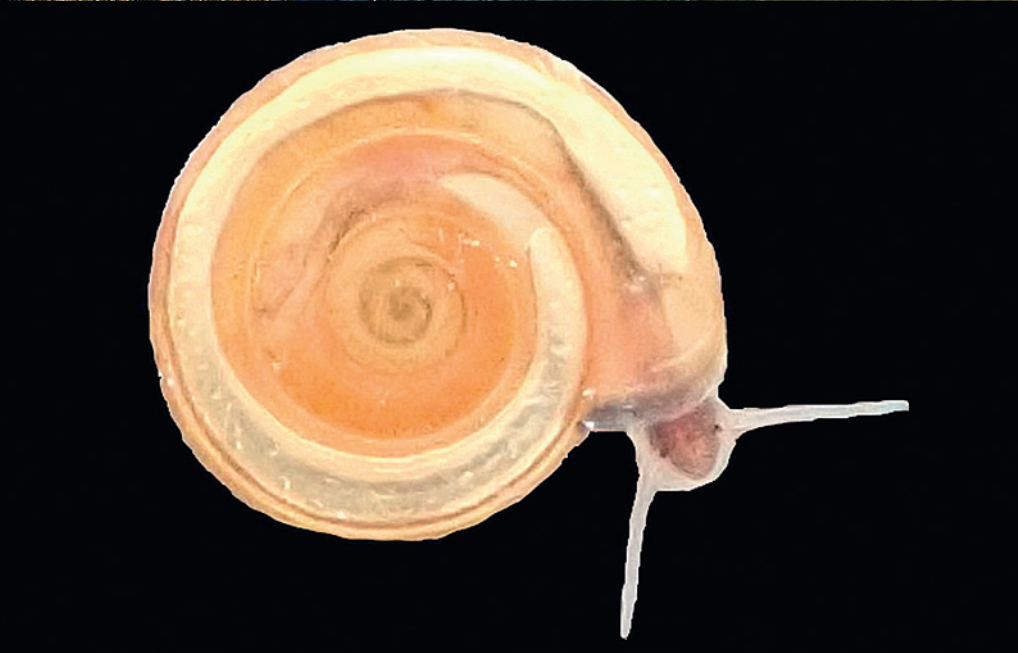




**Aulandschaften
und Feuchtgebiete –
gefährdete
Biodiversitäts-
Hotspots**

Acta ZooBot Austria

früher
Verhandlungen

der
Zoologisch-
Botanischen
Gesellschaft
in Österreich

Band 159

Editoren

Helmut Sattmann
Josef Dalla Via

Redaktion

Rudolf Maier
Benjamin Seaman

Wien, Mai 2023

Verlag der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich

Titelseite:

Eisvogel (*Alcedo atthis*), Hechtenloch, Untere Lobau, 24.10.2009

Common Kingfisher (*Alcedo atthis*), Hechtenloch, Lower Lobau, 24 October 2009

Foto/Photo: Kurt Kracher

Hirschgeweih in der ausgetrockneten Aulandschaft, Schönaauer Wasser, Untere Lobau, 29.03.2014

Red deer antlers in a dried-up floodplain landscape, Schönaauer Wasser, Lower Lobau, 29 March 2014

Foto/Photo: Kurt Kracher

Rückseite:

Umgehungsarm beim Donaukraftwerk Altenwörth: Strukturierter Abschnitt im Bereich des Umleitungsgerinnes der Zubringer Kamp und Krems (LIFE Network Danube Plus)

Bypass arm at the Danube power plant Altenwörth: restored section at the diversion channel of the tributaries Kamp and Krems (LIFE Network Danube Plus)

Foto/Photo: ezb TB Zauner

Anisus vorticulus, die einzige in Anhang II der FFH-Richtlinie gelistete Schneckenart, die in der Lobau noch vorkommt

Anisus vorticulus, the only snail species listed in Annex II of the Habitats Directive still occurring in the Lobau

Foto/Photo: Michael Duda

Eigentümer, Herausgeber, Verleger:

Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich (ZVR 787548456)

UBB, Djerassiplatz 1, 1030 Wien

E-Mail: redaktion@zoobot.org

Homepage: <https://www.zoobot.org>

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 Autor:innen

© **Medieninhaber Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich**

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

Referenzierung in:

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

Editoren:

Helmut **Sattmann**
Josef **Dalla Via**

Redaktion:

Rudolf **Maier**
Benjamin **Seaman**

Editorial Board:

Sanja Baric (Bozen, Italien)
Siegmar Bortenschlager (Innsbruck, Österreich)
Manfred Fischer (Wien, Österreich)
Elisabeth Haring (Wien, Österreich)
Alois Herzig (Wien, Österreich)
Michael Kiehn (Wien, Österreich)
Jörg Ott (Wien, Österreich)
Martina Podnar (Zagreb, Kroatien)
Friedrich Schiemer (Wien, Österreich)
Thomas Stützel (Bochum, Deutschland)
Bernd Sures (Essen, Deutschland)
Roman Türk (Salzburg, Österreich)
Johann Waringer (Wien, Österreich)
Harald Zechmeister (Wien, Österreich)

Inhalt – Content

Symposium „Lobau soll leben“, 27.–28. April 2022, NHM Wien

Gertrud Haidvogel: The history of the Lobau in the 19 th and 20 th century: Land use change, diversification of human uses and long-term conflicts between conservation and utilization ☼ Die Geschichte der Lobau im 19. und 20. Jahrhundert: Landnutzungswandel, Diversifizierung menschlicher Nutzungen und langfristige Konflikte zwischen Naturschutz und Nutzung	5
Christian Griebler, Clemens Karwautz, Grit Rasch, Lucas Fillinger, Raphael Veits, Rick Junker, Santiago Gaviria, Andreas Fuchs, Florian Scharhauser, Ursula Eissendle, Constanze Englisch, Jan Steger, Matthäus Greillhuber, Fritz Schiemer, Tobias Pfingstl, Peter Pospisil, Dan L. Danielopol: Inventory of a world hotspot of groundwater fauna biodiversity – the Lobau wetland and the Danube Floodplain National Park (Austria) revisited ☼ Bestandsaufnahme eines weltweiten Hotspots der Grundwasserfauna-Biodiversität – das Lobau-Feuchtgebiet und der Nationalpark Donau-Auen (Österreich)	21
Thomas Hein, Elisabeth Bondar-Kunze, Eva Feldbacher, Andrea Funk, Wolfram Graf, Christian Griebler, Gertrud Haidvogel, Severin Hohensinner, Gabriele Weigelhofer: Development perspectives on aquatic ecology and management options for the Lower Lobau ☼ Entwicklungsperspektiven zu Gewässerökologie und Managementoptionen für die Untere Lobau	67
Martin Mühlbauer, Gerald Zauner: Revitalisierung von Neben- und Altarmstrukturen an großen Fließgewässern. Ökologische Ziele, Planungsrahmenbedingungen, Methoden und Beispiele ☼ Revitalization of secondary and oxbow structures on large rivers – ecological objectives, planning framework, methods and examples	87
Matthias Kropf, Manfred Pintar: Betrachtungen zur Lebensgeschichte einzelner Orchideen-Individuen über zwei Untersuchungsjahre in den Heißländern der Wiener Lobau (Nationalpark Donau-Auen) ☼ Observations on the life history of single orchid individuals over two years of investigation in the “Heißländern” of the Viennese Lobau (Donau-Auen National Park)	109
Iris Fischer, Andreas Chovanec, Victoria Kargl, Marcia Sittenthaler, Helmut Sattmann, Elisabeth Haring: The dragonfly fauna of the Vienna Lobau – a survey from 2017-2020 ☼ Die Libellenfauna der Wiener Lobau – eine Studie von 2017-2020	119
Michael Duda, Hannah Schubert, Alexander Reischütz, Anita Eschner, Sara Schnedl, Helmut Sattmann, Elisabeth Haring: The mollusc fauna of the Lobau (Nationalpark Donau-Auen, Viennese part) over time – past, presence and future perspectives ☼ Die Molluskenfauna der Lobau (Nationalpark Donau-Auen, Wiener Teil) im Wandel der Zeit – Vergangenheit, Gegenwart und Zukunftsperspektiven	137

Sandra Kirchner, Julia Schindelar, Marcia Sittenthaler, Manfred Christ, Lukas Zangl, Helmut Sattmann, Iris Fischer, Hannah Schubert, Elisabeth Haring: Occurrence of the European weatherfish <i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758) in the Danube floodplains of the Lobau in Vienna, Austria ☼ Ein Vorkommen des Schlammpeitzgers <i>Misgurnus fossilis</i> (L.) in der Donauaue der Lobau in Wien, Österreich	155
Bernd Lötsch, Robert Poth: Wasser für die Lobau ☼ Water for the Lobau floodplain	163
Gabriele Weigelhofer, Eva Feldbacher, Daniel Trauner, Eva Pölz, Thomas Hein, Andrea Funk: Auenrehabilitierung: Konflikte zwischen EU-Richtlinien ☼ Floodplain restoration: Conflicts between EU Directives	177
Helmut Habersack, Marlene Haimann, Marcel G. Liedermann: Sedimentdynamik und Flussmorphologie als Grundvoraussetzung für Auenökosysteme: Entwicklung, Stand und Perspektiven ☼ Sediment dynamics and river morphology as a prerequisite for floodplain ecosystems: development, status and perspectives	183
Matthias Kropf: Monitoring der Bestandsentwicklung von Orchideen in der Lobau-Heißlände „Fuchshäufel“ im Nationalpark Donau-Auen ☼ Monitoring of the population development of orchids at the “Heißlände Fuchshäufel” (Donau-Auen National Park)	187
Janis Czurda, Christian Baranyi, Costa Anton Pircher, Daniel Philippi, Günter Gollmann: Zur Bestandssituation von Donaukammolch und Rotbauchunke in der Wiener Lobau ☼ On the the status of <i>Triturus dobrogicus</i> and <i>Bombina bombina</i> (Amphibia) in Lobau, Vienna, Austria	193
Alexander Dostal, Wolfgang Barries, Harald Gross, Karin Fuchs: Der Einhorn-Trüffelskäfer <i>Bolbelasmus unicornis</i> (Schränk, 1789) (Coleoptera: Geotrupidae) in der Wiener Lobau ☼ <i>Bolbelasmus unicornis</i> (Schränk, 1789) (Coleoptera: Geotrupidae) in the Lobau in Vienna	197
Andrea Funk, Paul Meulenbroek, David Gandolf, Didier Pont, Peter Bader, Jochen Steindl, Pauline Jean, Alice Valentini, Tony Dejean, István Czeglédi, Andrew Hamer, Tibor Erős, Thomas Hein: Nachweis der Fischgemeinschaften in der Lobau mittels Umwelt-DNA ☼ Detection of fish communities in the Lobau using environmental DNA	201
Wolfram Graf, Severin Hohensinner, Astrid Schmidt-Kloiber, Thomas Hein: Biotic and abiotic classification of Lobau floodplain waterbodies to assess the ecological status ☼ Biotische und abiotische Auentypisierung der Lobaugewässer zur Beurteilung des ökologischen Zustands	205
Bernd Cyffka: Erfolgreiche Renaturierungen im Auwald zwischen Neuburg und Ingolstadt und Beispiele aus dem EU-Projekt „Danube Floodplain“ ☼ Successful restoration in the floodplain forest between Neuburg and Ingolstadt and examples from the EU project „Danube Floodplain“	209

Allgemeine Beiträge

- Alisa Zittel, Isabell Becker, Johannes Kollmann, Norbert Müller, Gregory Egger:
Functional plant traits as indicators of impacts on braided rivers ☼ Funktionelle
Pflanzenmerkmale als Indikatoren für Auswirkungen auf Umlagerungsflüsse . 213
- Martin T. Dokulil: Die Lunzer Seen - ein wissenschaftlich-historischer Exkurs.
Hommage an Prof. Dr. Franz Berger ☼ The Lakes near Lunz, Austria – a
science-historic perspective. Homage to Prof. Dr. Franz Berger 229

ABOL meeting 2021

- Kilian Niedermeier, Matthias Affenzeller, Andreas Tribsch: COI-Barcoding eviden-
ces mislabelling and the use of endangered species in German shark products
☼ COI-Barcoding belegt Fehlkennzeichnung und Verarbeitung gefährdeter
Arten in deutschen Haiprodukten 275
- Irmgard Krisai-Greilhuber: HRSM FUNGI – five years of DNA barcoding of Aus-
trian fungi specimens ☼ HRSM FUNGI – fünf Jahre DNA barcoding öster-
reichischer Pilze 287
- Buchbesprechung** 293
- Mitteilungen aus der Gesellschaft** 295

Vorwort zum Band 159 Acta ZooBot Austria

In den letzten Ausgaben der *Acta ZooBot Austria* reichten die Schwerpunkte geographisch von Österreich über Albanien bis Costa Rica, und thematisch von Biodiversität und deren Erhaltung bis zur fachlichen wie auch geografischen Diversität von Fritz Schiemer, dem langjährigen Präsidenten der ZooBot, dem anlässlich seines 80. Geburtstag ein Sonderband gewidmet worden war – mit zahlreichen Beiträgen von prominenten Wegbegleitern. Im aktuellen Band versammeln wir Beiträge des Symposiums „Lobau soll leben“, das wesentlich von der ZooBot Österreich mit initiiert und organisiert worden war*). Das Auengebiet „Lobau“ ist Teil des Nationalparks Donau-Auen und zu einem beträchtlichen Teil innerhalb der Stadtgrenzen Wiens gelegen. Obwohl die Stadt Wien gern mit Stolz darauf verweist, dass sie eine der wenigen Großstädte der Welt ist, die einen Nationalpark beherbergt, sind die Ambitionen zur Erhaltung dieses wertvollen Ökosystems nicht ausreichend. Regulierungs- und Baumaßnahmen der letzten 150 Jahre haben der Au sehr zugesetzt und Verlandung wie Austrocknung sind fortgeschritten. Die Lobau zeichnet sich aber immer noch – trotz zahlreicher Misshandlungen – durch eine herausragende und schützenswerte Biodiversität aus.

Das Symposium sollte die Diskussion zur Rettung der Lobau wiederbeleben und den unwiederbringlichen Wert dieser Landschaft – insbesondere in Zeiten einer weltweiten Klima- und Biodiversitätskrise – den Verantwortlichen und auch der Gesellschaft vor Augen führen. Das Symposium hat sowohl in der wissenschaftlichen Community als auch in den Medien ein beachtliches Echo hervorgerufen. Wir sind sehr stolz, dass es uns gelungen ist, Beiträge zu den meisten Präsentationen dieses Symposiums in diesem Band präsentieren zu können. Einerseits sind hier umfangreiche Übersichtsarbeiten und neuere Original-Studien versammelt, andererseits werden auch Themen in kompakten Zusammenfassungen und Kurzfassungen dargestellt.

Die Themen spannen sich von der bemerkenswerten Grundwasserfauna der Lobau, über den Reichtum der aquatischen und terrestrischen Lebensräume bis hin zu aktuellen Studien an einzelnen Tier- und Pflanzengruppen. Verbunden mit den Befunden zur Gefährdung der charakteristischen Au-Landschaft wurden auch Vorschläge und Forderungen für die Rettung dieses wertvollen Naturraumes formuliert. Ergänzt werden diese Beiträge durch Beispiele anderswo erfolgreich durchgeführter Renaturierungen und allgemeinen Ausführungen zum Schutz und Management von Flusslandschaften.

Sehr gut in diesen „hydrophilen“ Themenkreis passen auch ein umfangreicher historischer Beitrag zur Limnologie in Österreich und eine aktuelle Studie über die Auswirkungen anthropogener Eingriffe auf die Ufervegetation eines Umlagerungsflusses in Mitteleuropa. Wir freuen uns sehr, dass wieder interessante Beiträge der letzten Tagung der Initiative „Austrian Barcode of Life“ (ABOL) in unserer Zeitschrift vertreten sind.

Wir sind überzeugt, dass wir unseren Mitgliedern und Lesern mit dieser Ausgabe wieder eine spannende, vielfältige und weiterführende Lektüre bieten und dass dieser Band Biolog:innen motiviert, wissenschaftliche Beiträge bei der „Acta“ einzureichen.

Wien im April 2023,
die Redaktion

*) Das Symposium „Lobau soll leben – Wasser für die Au – Erkenntnisse & Perspektiven“ fand am 27. und 28. April 2022 im Naturhistorischen Museum statt und wurde gemeinsam veranstaltet von: Naturhistorisches Museum Wien, ZooBot Österreich, Lobaumuseum – Verein für Umweltgeschichte, Forum Wissenschaft & Umwelt, Verein zur Erforschung der Flora Österreichs, IAD (Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung), ÖK-IAD (Österreichisches Komitee Donauforschung), Verein Freunde des Haus des Meeres

Preface

In the last issues of *Acta Zoobot Austria* the geographical foci ranged from Austria to Albania and Costa Rica. Important topics were biodiversity and its conservation as well as the great professional and geographical diversity of Fritz Schiemer, to whom a special volume was dedicated on the occasion of his 80th birthday, with numerous contributions by prominent companions of the jubilarian and former president of the Zoological Botanical Society in Austria (ZooBot).

In the current volume we collected contributions from the symposium “Lobau soll leben”, in which the ZooBot played a central initiating and organising role*). The wetland landscape “Lobau”, which is part of the Austrian “Donau-Auen National Park”, is located to a considerable extent within the city limits of Vienna. Although the city of Vienna is proud to be one of the few large cities in the world that is home to a national park, the efforts to preserve this precious ecosystem lack ambition and are insufficient.

Regulatory and construction measures during the last 150 years have severely impacted the floodplain, and siltation and drying out of water bodies have progressed. However, despite numerous deteriorations, the Lobau is still characterised by outstanding biodiversity worthy of protection.

The symposium “Lobau soll leben” was intended to revive the discussion on saving the Lobau and to demonstrate the irretrievable value of this landscape – especially in times of a global climate and biodiversity crisis – to those responsible and to society as a whole. The symposium generated considerable attention, both in the scientific community and in the media. We are proud to have received contributions from most of the speakers of the symposium, from extensive reviews and recent original studies to compact summaries and abstracts.

The topics range from the remarkable groundwater fauna of the Lobau, to the richness and endangerment of aquatic and terrestrial habitats, to current studies on specific animal and plant groups. Linked to the findings and perspectives are demands and proposals from ecology and nature conservation to save this valuable natural area, which is, after all, part of a national park. These contributions are supplemented by examples of renaturations and general explanations concerning protection and management of river landscapes.

Aside from the Lobau Symposium contributions, an extensive historical contribution on limnology in Austria and a recent study on anthropogenic impacts on the riparian vegetation of braided rivers in Central Europe also fit very well into the “hydrophilic” topics of this issue. We are also very pleased that interesting contributions from the 2021 conference of the Initiative Austrian Barcode of Life (ABOL) are again represented in our journal.

We are confident that this issue once again offers our members and readers an exciting and diverse reading matter and will freshly motivate biologists to submit scientific contributions to *Acta Zoobot Austria*.

Vienna, April 2023,
The Editors

*) The Symposium „Lobau soll leben – Wasser für die Au – Erkenntnisse & Perspektiven” took place on 27 and 28 April 2022 at the Natural History Museum in Vienna. Organised by: Naturhistorisches Museum Wien, ZooBot Österreich, Lobaumuseum – Verein für Umweltgeschichte, Forum Wissenschaft & Umwelt, Verein zur Erforschung Flora Österreichs, IAD (Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung), ÖK-IAD (Österreichisches Komitee Donauforschung), Verein Freunde des Haus des Meeres

Symposium „Lobau soll leben“

Wasser für die Au – Erkenntnisse und Perspektiven der Wissenschaft

27.–28. April 2022,

Naturhistorisches Museum Wien

The history of the Lobau in the 19th and 20th century: Land use change, diversification of human uses and long-term conflicts between conservation and utilization

Gertrud Haidvogel

The history of the Lobau differs from that of the Viennese Danube floodplains for various reasons. Due to specific property conditions, but also due to the relative distance to the city compared to transport possibilities until the 20th century, large unbuilt areas remained here as green space. Nevertheless, the hydromorphological character of the riverine landscape and occurring plant and animal species were fundamentally altered by the Viennese Danube channelization from 1870 to 1875 and in the following years. Moreover, the area was used by humans for many centuries. Until the beginning of the 20th century hunting dominated. In addition, forestry was practiced on a somewhat larger scale. In 1917 and 1918, respectively, the area was divided into the Upper and Lower Lobau and thus, for about 60 years, the northern and southern parts developed differently. Especially Upper Lobau experienced a substantial intensification and diversification of urban uses. But Lower Lobau was also affected by similar developments. Further, the entire 20th century was characterized by conflicts between nature conservation and human uses. These still determine the preservation of the area today, although the Lobau has been part of the Danube Floodplains National Park since 1996.

Haidvogel G (2023) Die Geschichte der Lobau im 19. und 20. Jahrhundert: Landnutzungswandel, Diversifizierung menschlicher Nutzungen und langfristige Konflikte zwischen Naturschutz und Nutzung.

Die Geschichte der Lobau unterscheidet sich aus verschiedenen Gründen von jener der Wiener Donauauen. Aufgrund spezifischer Besitzverhältnisse, aber auch aufgrund der bis zum 20. Jahrhundert nach wie vor schwierigen Erreichbarkeit für die Stadtbewohner blieben hier große unverbaute Flächen als Grünraum erhalten. Trotzdem wurden die Hydromorphologie der Auenlandschaft und die vorkommenden Tier- und Pflanzenarten durch die Wiener Donauregulierung 1870 bis 1875 bzw. in den darauffolgenden Jahren grundlegend verändert. Außerdem wurde das Areal über viele Jahrhunderte genutzt. Bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts dominierte die Jagd. Daneben wurde die Forstwirtschaft in größerem Umfang betrieben. In den Jahren 1917 beziehungsweise 1918 kam es zur Trennung in die Obere und Untere Lobau und damit über circa 60 Jahre zu unterschiedlichen Entwicklungen im nördlichen und südlichen Teil. Besonders die Obere Lobau war von einer starken Intensivierung und Diversifizierung urbaner Nutzungen gekennzeichnet. Aber auch die Untere Lobau war von ähnlichen Entwicklungen betroffen. Das gesamte 20. Jahrhundert war zudem von Konflikten zwischen Naturschutz und Nutzungen gekennzeichnet. Diese bestimmen auch heute noch die langfristige Erhaltung des Gebiets, obwohl die Lobau seit 1996 Teil des Nationalparks Donauauen ist.

Keywords: Lobau, Danube Floodplains, historical change, human uses, land use, conservation.

Introduction

Rivers and their adjacent floodplains have been modified by humans for centuries to meet various societal needs. Especially since the shift to fossil energy resources about 200 years ago, the industrialization of rivers has followed new paradigms of maximization, rationality and large-scale human imprinting (Jakobsson 2002). Subsequently, the ecological conditions of riverine landscapes have been fundamentally altered in particular by systematic

channelization measures to enable and maintain navigation, levee construction to avoid inundations of floodplains which were increasingly transformed into human settlements or arable land, and by large hydropower dams. Floodplains have decreased or often vanished entirely during the 20th and 21st century. A large-scale study investigating wetland losses in parts of Europe, North America and Asia found that wetland areas have decreased by 87 % since 1700, whereas the decline was especially strong in the 20th and 21st century (Davidson 2014). This development contributes among others to global biodiversity degradation (Kingsford 2015).

Along the whole Danube upstream of the delta, a recent study identified a historical floodplain area of 22 850 km² (incl. the main river channel). Today, almost 80 % has been lost and only an area of 4 711 km² remains as active floodplains (Eder et al. 2022). In the Upper Danube, former floodplains have been intensively colonized especially in and close to urban areas. The Viennese Danube is undoubtedly the most prominent example. Here, more than 20 % of the built-up land were situated in former Danube floodplains at the beginning of the 2000s (Haidvogel et al. 2013).

For various reasons, larger parts of the Danube floodplains located at the south-eastern end of the present-day city of Vienna were not integrated into the urban area¹⁾. Rather, they persisted as green spaces. However, due to their relative vicinity to a large metropolis several, partly conflicting, human uses developed and intensified during the 20th century. This paper aims at describing the specific history of the Viennese Lobau in the 19th and 20th century. It depicts land use change, the establishment of other human activities and their diversification in the last century and the efforts of conservationists to preserve the floodplain landscape. The history of the Lobau makes transparent why the area remained as a zone fulfilling the criteria to be integrated into the Donau-Auen Nationalpark (Danube Floodplain national park) in the 1990s.

Investigating historical land use change and human uses of the Lobau floodplains

A wealth of historical sources and maps are available to investigate the changes of historical land cover and human uses in the Lobau floodplains. For this manuscript, historical maps were used for four different points in time. The first official cadastral map of the Austrian monarchy enabled the reconstruction of land use in the 1820s, i.e. before the systematic channelization of the Viennese Danube (so called Franciscan Cadastral map, scale 1:2880, Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen). The third military survey of the Austro-Hungarian Empire (scale 1:12.500, Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen) and a map from the Danube Channelization Commission (scale 1:5760, viadonau) served as basis for the 1880s and beginning of the 1890s, the period directly after the completion of the flood protection dikes. For 1934, a specific topographical map of Lobau was available (scale 1:25.000, Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen). It represents the interwar period. These three maps were digitized in ArcGIS and the different land use types depicted harmonized into nine categories (see Perschl 2007 for details). Finally, for 1986 a digitized land use map existed (provided by the Institute/Unit of Limnology, University of Vienna) and was adapted to the land use types identified for the three other historical maps.

1) Unless mentioned otherwise “Vienna” relates in this article to the city in its current extension

Land use management practices were identified based on various archival documents. Of particular interest were the descriptions of the relevant municipalities, which accompany the cadastral maps of the 1820s (so called Schätzungselaborate, Niederösterreichisches Landesarchiv). Changes in forestry were obtained from technical reports of forestry management plans of the responsible institutions (Stadt Wien, Magistratsabteilung 49, Österreichische Bundesforste). Published literature and newspaper articles were analyzed to summarize other human uses (see references).

Lobau as part of the Viennese Danube floodplains and major legal frameworks

Before the channelization of the Viennese Danube in the 1870s and 1880s, Lobau was a large island crisscrossed by several Danube side arms and floodplain waters. It was located in the south-east of Vienna in the cadastral municipalities Herrschaft Kaiser Ebersdorf and Landjägermeisteramt as well as small parts of Aspern and Essling to the north. Especially judging by the transport facilities prevailing until the beginning of the 20th century, the area was located at some distance from the urban center and its surrounding districts. As several other parts of the Viennese Danube floodplains, Lobau was also for centuries under the administration of the imperial family. In 1745, Empress²⁾ Maria Theresia donated the revenues of Herrschaft Kaiser Ebersdorf, to which Lobau belonged, to a special welfare fund for poor Viennese citizens. However, hunting rights remained with the Habsburgs.

An important legal change happened in 1905. In this year, the city of Vienna had declared large parts of the Viennese Woods (Wienerwald) in the north and north-west of the city as protection zone. This Viennese Forest and Meadow Belt (Wiener Wald- und Wiesengürtel) should form a green belt around the urban settlements and among others help to improve air quality in the quickly industrializing city. Lobau became part of this zone in the south-east of Vienna.

In 1917, Emperor Karl I handed over the property and use rights of the northern part of Lobau to the city of Vienna, thereafter called Upper Lobau or in the beginning also Municipal Lobau. In turn, he got full use rights and income in the southern part, called Lower Lobau. After 1918, when the Austro-Hungarian Empire collapsed, Lower Lobau was handed over to a special fund for victims of World War I (Kriegsgeschädigtenfonds). Upper Lobau remained with the city of Vienna and was after 1919 administered by the newly established Viennese Forestry and Agriculture Business Company (Forst- und Landwirtschaftliche Betriebsgesellschaft). These agreements initiated the different developments of Upper and Lower Lobau in the following decades, which still characterize the place.

During the national-socialist period the Viennese Forest and Meadow Belt was ceased. Already in 1937, the special fund for victims of World War I was abandoned. The national-socialists declared Lower Lobau as a nature protection area in spring 1938. However, it was administered by the federal forestry department and hunting was again the dominating use. Inaccessible to the public, management and uses resembled the former imperial period (Pausch 2005). In contrast, between 1938 and 1945 Upper Lobau was subject to large industrialization projects. Above all, the oil harbor reduced the extent of the Lobau and defined the boundaries of the later nature reserve and national park, respectively (see below).

2) For simplicity, I use the common title Empress, although this is formally not correct

It was not until 1973 that the City of Vienna succeeded in bringing both parts, the Upper and Lower Lobau, into its ownership. At that time, the necessity of nature conservation efforts was also increasingly perceived by the public. In the following two decades or so, between the 1970s and 1996, the protection status for the entire Lobau was increasingly improved until it finally became a national park in 1996.

Land use change and management between 1820 and 1996

Land use in the Lobau was mapped using various historical maps from the period between 1820 and 1986, ten years before Lobau became part of the Donau-Auen Nationalpark. In total, an area of approx. 26 km² was analysed and the following land use types were distinguished: aquatic areas, sediment bars and islands; marshes; arable land; meadows; pastures; orchards; buildings and industry; transport routes and dikes. Details can be found in Perschl (2007).

Around 1820, forests covered 45 % of the area of present Lobau, the highest proportion of all land use types also exceeding water and sediment areas (approx. 28 %, see Tab. 1, Fig. 1). Like the other floodplain forests of the Viennese Danube, the responsible forest administration also managed the Lobau as coppice forest until the end of the 19th century. The rotation time, i.e. the age of the trees at harvest, was usually 30 to 40 years. Only alders were harvested by the foresters already after 20 to 24 years, while elms were harvested much later, sometimes after 80 years. Willows were among the most important floodplain forest trees. The main species were probably white and purple willows (*Salix alba*, *Salix purpurea*), but almond willows (*Salix triandra*) were also common in the Danube floodplains around 1850 (Neilreich 1846). Black and silver poplars (*Populus nigra*, *Populus alba*), aspens (probably *Populus tremula*) or grey alders (*Alnus incana*) were other typical softwood tree species. Ash (*Fraxinus excelsior*), elm and maple were present on some older sites. Harvested trees served until the end of the 19th century mainly as firewood, but some logs were used for river engineering structures or as construction wood and for various commodities. While in other Danube floodplains young trees were fenced to prevent browsing by game, in the forests of the Lobau little was done against such kinds of damages. The game frequently impaired the crop fields in the surrounding villages but farmers could not successfully oppose and protect their land (NOeLA 1828/29, NOeLA 1829/30a, NOeLA 1829/30b). In the Lobau foresters tried obviously to adapt forest management to the large number of game. For example, it is reported that in the 18th century, grey alder was specifically promoted, as it suffered less from game browsing. In addition, it was easy to plant and was excellently suited as firewood (Doppler 1991).

In 1820, approximately a fourth of the area's forests were cleared for meadows and a few fields. The little grain produced in Herrschaft Kaiser Ebersdorf or Oberstlandjägermeisteramt mainly supplied a pheasantry on site. Numerous floods threatened agricultural land in Lobau and the surrounding area. In the 19th century, when no artificial fertilizer was available, farmers judged floods differently depending on their timing and severity. If they occurred during the growing or harvesting phases in late spring or summer, they destroyed crops and grass and caused loss of food and fodder. In early spring, however, floods brought nutrients and thus provided a natural fertilization for the soils. Such perceptions were reported, for example, from cultivated floodplain areas in Herrschaft Kaiser Ebersdorf, but were also valued in other areas along the Austrian Danube, namely in the Machland (Zechmeister 1846; Hentschel 1848).

Water and sediment areas covered in 1820 about 28 % of Lobau. No dikes existed and fluvial dynamics were not hampered by any kind of hydraulic structures. Due to frequent floods, spatial shifts of aquatic and terrestrial areas occurred regularly.

Until the end of the 19th century, the major change that affected the Lobau was initiated by the Viennese Danube channelization, which lasted basically from 1870 to 1875. However, in the southern part of Vienna – along Lobau – levees were not built until the following years. The most visible effect on land cover was the decrease in water and sediment areas, which had declined quickly to 16 % in the 1880s. Forests had developed on former aquatic areas initiating an increase of this land cover type to more than 50 % (Tab. 1, for a figure see Hein et al. 2023, this issue). Forest management did not change immediately, but according to forestry reports some consequences of the channelization soon affected forest trees and management had to adapt to the new conditions. Especially, the groundwater table was lowered. In places north of Lobau, e.g. in the municipality of Floridsdorf (nowadays the 21st district of Vienna) wells with a depth of less than 7 m fell dry. In some sections of the Viennese Danube floodplains, willows and black poplars died few years after completion of the channelization. Often, white poplar, alder and even hard wood trees were planted here (Österreichische Bundesforste 1947). Such a shift to hard wood tree species was triggered also by the transition to a new energy resource. In the 1870s and thereafter, the substitution of wood by coal was in full swing also in Vienna. Less and less firewood was needed, while timber for construction purposes and various commodities was in greater demand (Bösenhofer 1995). Lobau forests were still exposed to game browsing and due to the large stocks bare areas without timber production formed. Here, sometimes black locust trees (*Robinia pseudoacacia*), a tree species native to North America and used in Europe from the 17th century onward, were planted (Perschl 2007; Puszt 2009).

First attempts to intensify forestry and to shift from coppice management to timber forestry were discussed in the first decades of the 20th century (Österreichische Bundesforste 1947). But only after 1918, this was realized in the Lower Lobau. The transition was hampered by the altered hydrology after the Danube channelization, but partly also by

Tab. 1: Proportion of eight land use types in Lobau 1820–1986. – Tab. 1: Anteil von acht Landnutzungsklassen in der Lobau 1820–1986.

	Lobau (national park, total area 26,8 km ²)			
	1820	1880	1934	1986
Forest	45,0	51,6	49,2	55,9
Arable	0,3	3,8	19,3	16,1
Meadow	25,9	27,1	19,7	15,2
Pasture	0,4	0,3	0,0	0,0
Orchard	0,0	0,0	0,1	0,0
Buildings	0,0	0,0	0,0	0,4
Roads, dykes	0,3	1,1	1,3	0,4
Water, sediment areas, marshes	28,1	16,0	10,2	12,0
Others	0,0	0,0	0,0	0,0
	100,0	100,0	100,0	100,0

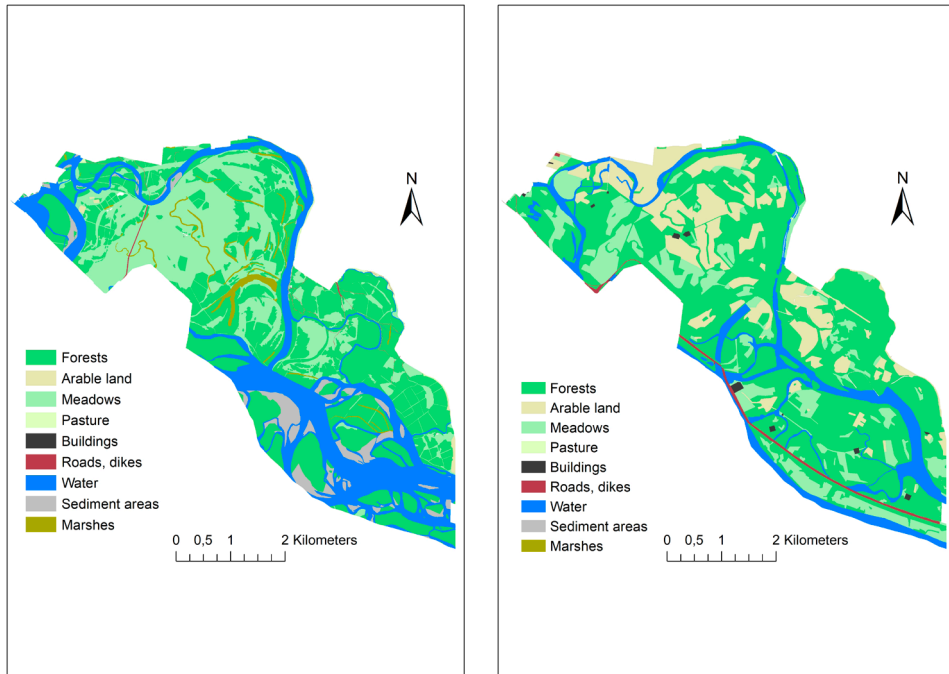


Fig. 1: Land use in Lobau in 1820 (left) and 1986 (right) (Digitalization Martin Perschl; see Perschl 2007). – Abb 1: Landnutzung in der Lobau 1820 (links) und 1986 (rechts) (Digitalisierung Martin Perschl; siehe Perschl 2007).

the ongoing importance of hunting and game damage, in particular during the national-socialist period in Austria (1938-1945). In the 1940s, the lack of nutrient input from Danube floods and the lowering of the groundwater table were explicitly reported to have a negative influence on tree growth (Österreichische Bundesforste 1947). The systematic change to timber management and fast-growing trees occurred mainly after World War II. It was supported by the increasing demand for construction timber and raw material for paper production (Forstverwaltung Lobau 1962). In combination with the preference for certain allochthonous tree species (e.g. Canadian poplar, black locust), the tree composition changed considerably up until the 1960s. By 1961, in the Upper Lobau only 49 % were softwood trees, while 41 % were hardwood species and the rest was pine (Forstverwaltung Lobau 1962). In contrast, in the Lower Lobau hardwood tree species were in the 1960s still limited to approx. 23 % (Österreichische Bundesforste 1967).

While arable land had increased only slightly from 0.3 % to 3.8 % until 1880, a major intensification of crop and vegetable production happened during and after World War I. It was particularly evident in the Upper Lobau, due to its location closer to the city center. This increase was a consequence of the precarious food supply of the Viennese population. Already in 1915, an area of 43 ha was created on the initiative of the mayor of Vienna, Richard Weiskirchner, and on instigation of the city administration. The military administration agreed to provide 500 Russian prisoners of war as labor force, the camps for

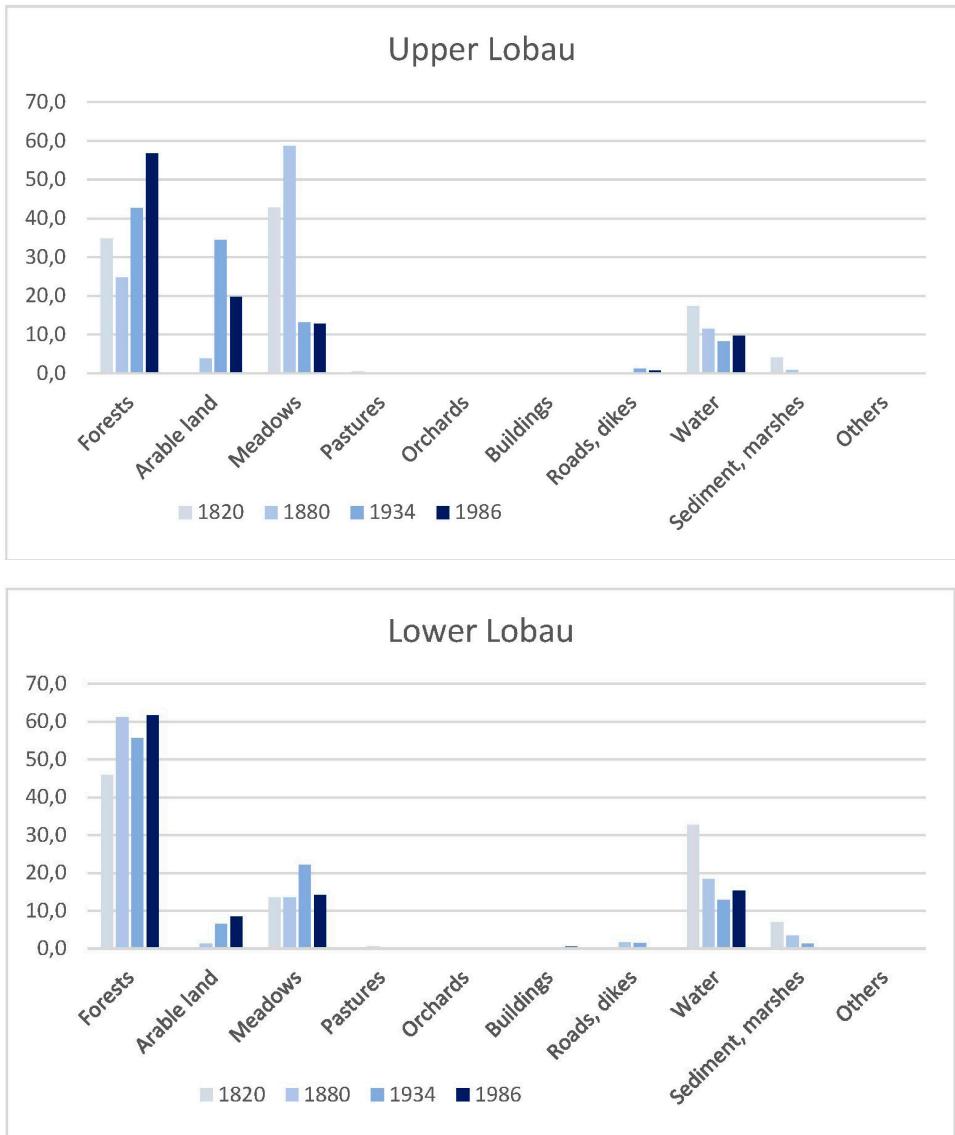


Fig. 2: Land use change in the Upper (top) and Lower Lobau (bottom): proportions of different land use types in 1820, 1880, 1934 and 1986. – Abb 2: Landnutzungsveränderung in der Oberen Lobau (oben) und Unteren Lobau (unten): Anteile unterschiedlicher Landnutzungstypen 1820, 1880, 1934 und 1986.

housing were to be made available by the responsible imperial organization (i.e. Oberstjägermeisteramt; Veichtlbauer 2018).

In February 1918, few months before the end of the war, the urban agricultural company was created (since 1919 Agricultural and Forestry Business Company/Land- und Forstwirtschaftliche Betriebsgesellschaft). It was among other things responsible for agriculture

in the Lobau. Again, prisoners of war had to plant the fields, mainly with potatoes and cabbage (Veichtlbauer 2018). In 1934, the proportion of arable land had increased in the Upper Lobau to almost 35 % and approximately 13 % of the area was covered by grassland (see Fig. 2 and also Figure in Hein et al. 2023, this issue). The Lower Lobau was much less affected by such a transition to agriculture. In 1934, the proportion of arable land amounted here to 6.5 %, that of grassland to 22 %. Until 1986, the extent of crop fields had decreased especially in the Upper Lobau while the area of grassland remained stable. In the Lower Lobau, a somewhat different trend can be observed, although much smaller in absolute area (Fig. 2).

After World War I, the Upper Lobau also was strongly affected by urban development. In several places small settlements with simple, wooden houses and gardens were built. People produced here in the interwar period vegetables for their own needs and sometimes even supplied the urban population. Municipal authorities granted leasehold plots to 61 families covering a total area of 104 ha, most of which located downstream from the Stadlau rail bridge (Veichtlbauer 2018). However, many of these primitive settlements were also built illegally and tacitly accepted by the city of Vienna. Only later in the 20th century, still illegal settlements were legalized and connected to urban infrastructure. The extension of settlements in 1934 is difficult to estimate as due to their illegal status they were not displayed in the official city maps.

Aquatic areas and sediment bars had until 1934 further decreased to only 10 % in the whole Lobau due to continuing terrestrialization (Tab. 1). As this process was not linked to shifts in land use, a similar decrease is visible in the Upper and in the Lower Lobau (Fig. 2). An increase of water areas until 1986 was caused by newly built artificial waters, in particular Donau-Oder-Kanal and the basin of oil harbor Lobau (Fig. 1, see also text below).

Other human uses in the 19th century and diversification of uses after 1918

Not all human uses of the Lobau are depicted in the land use maps, among them even some of the dominating ones of the 19th and over longer periods of the 20th century.

Until 1918, hunting was the dominant human activity in the Lobau area and even forestry was subordinate to hunting interests, as evidenced by the acceptance of game damage to (young) trees discussed above. At the beginning of the 19th century, the abundance of red deer had declined. However, their population was deliberately increased thereafter – for example, by feeding clover and hay as well as corn, potatoes, chestnuts – and the numbers had increased again by the beginning of the 20th century. Also, various species of birds were hunted. In 1917, after the shift of property rights, a fence was erected between the Upper Lobau, which had become municipal property in that year, and the imperial Lower Lobau, and red deer in particular was pushed into the Lower Lobau. Remaining deer in Upper Lobau were shot and hunting came here to a halt with few exceptions when pheasants, partridges, some deer and brown hares were shot (Strauss 1935). In the Lower Lobau, hunting exhibited a revival especially during the national-socialist period, when the area was declared a state forest and nature protection zone. In the Lower Lobau, the number of deer increased to such an extent that severe damage was reported by forestry, with legacies still mentioned in forestry reports after World War II (Forstverwaltung Lobau 1962; Österreichische Bundesforste 1967).

Another long-term human use was fishing in the floodplain waters of Lobau. While in the 19th century, professional fishermen exploited the waters to supply among others the Vien-

nese population with Danube fish, in the later 19th century and especially during the 20th century recreational angling came to the foreground. Because of the many stagnant waters developing after channelization, fishery and its management focused on cyprinid fish and in particular on carp, which were stocked in larger numbers. Pike (*Esox lucius*) and pike perch (*Sander lucioperca*) but also European catfish (*Silurus glanis*) or tench (*Tinca tinca*) were other appreciated fish species (Claas 1957).

In the 1920s, the Upper Lobau became a popular recreation place for Viennese citizens. Although it remained enclosed and visitors had to pay a small entrance fee, it was soon appreciated after its opening in 1926. Walking trails along with facilities like small lodges selling snacks and beverages were established (Strauss 1935; Eder & Eichert 2005). The area was reachable with several public transport means, including ferries crossing the Danube (Land- und Forstwirtschaftliche Betriebsgesellschaft 1928). From 1935, the Lower Lobau also became accessible to the public although in contrast to the municipal Lobau upstream no supply points for visitors existed. An exception was the national-socialist period, when visitors were again not allowed to enter.

In the interwar period and during World War II, sections of the Upper Lobau close to the Danube were strongly affected by industrialization, even if this is nowadays not visible in the area of the national park itself, as these zones were of course not included. Plans to use the hydropower of the Danube in and downstream of Vienna date back to 1910. A particular concern for example by hunters raised a project from 1927, which would have also affected Lobau (Hauer & Hohensinner 2019; Mitteilungen der Jagdschutzvereine 1929; Schoder 2019). By the end of 1939, the implementation of a centuries-old idea to connect the Danube and the Oder River via an artificial waterway started (Illustrierte Kronen-Zeitung 1939). Due to the war, only a 4,2 km long section of this Danube-Oder-Canal was built together with a 1,3 km long harbor basin. As the main function of the harbor was to supply Germany with crude oil from Romania, Hungary and southern Poland via the Donau-Oder Kanal, also oil storage tanks with a capacity of 120 000 tons and an oil refinery were constructed (Tillmann 1948). Due to intensive bombing of the oil harbor and the storage tanks from the summer of 1944 onwards, many facilities were damaged and oil seeped into the ground and groundwater. After first actions to prevent further contamination in 1990, the site was secured only between 2003 and 2009 (Umweltbundesamt 2022).

In the 1950s, first wells for water supply were drilled in Lobau. Initially they were only used by farmers to irrigate their fields. When attempts to tap groundwater resources south of the city failed, Lobau also came under discussion as a location to ensure sufficient quantities of drinking water. In 1961, Vienna declared about 10 km² of Lobau as a water protection area (Pickerle 1973). Between 1964 and 1966, three drinking water wells were built in the Lower Lobau. In 1970s, another facility was made in the Upper Lobau. The latter is no longer in use, as high iron and manganese values required regular processing of the groundwater. In the mid-1980s, up to 85,000 m³ of water could be drawn daily to supply the Viennese districts located on the left side of the Danube (Frischherz 1985). Today, the Lobau's groundwater is mainly used to cover peak demand and to supply the Viennese population when the main water pipes from alpine sources south and south-west of the city are being serviced.

Overall, it is evident that human uses diversified and intensified between 1918 and the 1970s, especially in the Upper Lobau. However, the Lower Lobau was also characterized

by diverse urban functions, although it was less affected by urbanization and agriculture (see Fig. 3).

Since the 1970s, movements to protect the remnants of the former Danube floodplain in the Lobau have been revived in response to infrastructure projects of the City of Vienna and the improvement of urban flood protection. Like similar movements before, these initiatives triggered severe conflicts.

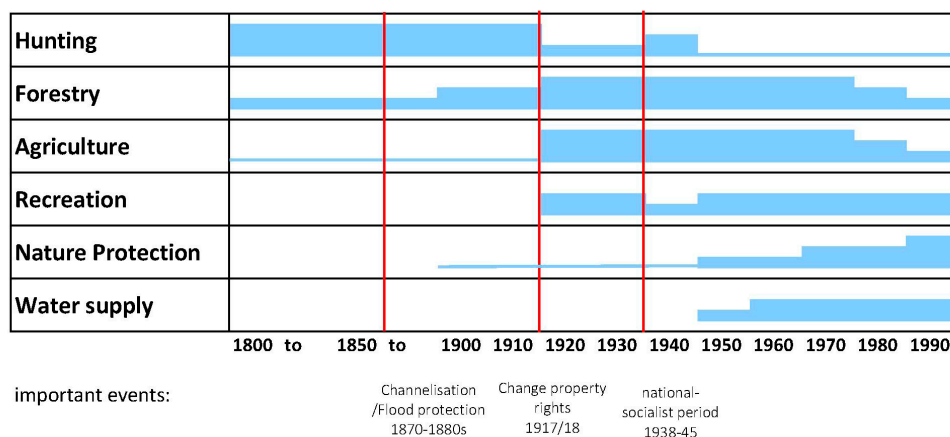


Fig. 3. Diversification of human uses in the Lobau 1800–2000 and their importance. The thickness of the bars indicates the degree of importance from very low (thin bars) to very high (thick bars). The figure summarizes the development and does not distinguish between Upper and Lower Lobau (see text). – Abb. 3: Vielfalt und jeweilige Bedeutung menschlicher Nutzungen in der Lobau zwischen 1800–2000. Die Dicke der Linien gibt den Grad der Bedeutung zwischen sehr gering (dünne Linie) und sehr hoch (dicke Linie) an. Die Abbildung fasst die Entwicklung zusammen und unterscheidet nicht zwischen Oberer und Unterer Lobau (siehe Text).

Nature protection activities and related conflicts in Lobau approx. 1900–1996

Nature conservation activities in the Lobau began as early as 1900. From the beginning, targets and corresponding projects were in conflict with human uses. One of the earliest examples was the dispute between conservationists and fishery. The Lobau was home to a large population of cormorants. It was reported to have been protected already by crown prince Rudolf, who did so however mainly for hunting purposes (Neues Wiener Journal 1923). In 1903, the Ministry of Education commissioned the Zoological-Botanical-Society (Zoologisch-Botanische Gesellschaft) to establish an Austrian register of animals, which are threatened and require special protection. There were considerations to add the cormorant colony in the Lobau to this list as it was considered the last larger population of its kind in Austria (Reichspost 1903). As cormorants prey on fish fishermen who exploited the floodplain waters called for controlling the number of birds by shooting. Conflicts with fishermen intensified, not least because the Lobau was excluded from a campaign of the government of Lower Austria, which paid a reward for every killed cormorant (Österreichische Forst- und Jagdzeitung 1917). The debate caused wide publicity. Even the “Arbeiterzeitung”, the newspaper of the Austrian Social Democrats, called cormorants useless animals, which only served the interests of the imperial family, who bred and kept them for hunting. In 1915, one year after the passionate hunter crown prince Franz Ferdinand

was shot in Sarajevo, an article stated that in this year the situation worsened as nobody hunted and thus kept the number of birds under control. There was concern of fishermen that the cormorant population in the Danube floodplains might soon increase from 4000 individuals to even 16,000. Claims were made for an immediate eradication of all birds (Arbeiterzeitung 1915).

In 1919, Günther Schlesinger, curator at the Lower Austrian Provincial Museum and expert advisor for nature conservation, reported that the Lobau was a landscape worthy of protection with a primeval forest-like quality. It was home to lush poplar, elm and willow stands, as well as alders and characteristic undergrowth vegetation. The oxbow lakes and pools reinforced according to Schlesinger the primeval impression, even if terrestrialization tendencies were obvious. Schlesinger clearly voted for a Lobau nature reserve with fences and the exclusion of more intensive human uses. He was referring primarily to the Lower Lobau, since urbanization processes already had a bearing on the Upper Lobau (see above; Schlesinger 1919a). The cormorant colony in the location called Rohrwörth close to the commune Groß-Enzersdorf should be considered in these nature protection efforts although Schlesinger recommended keeping the population size at a level of about 100 nests (see also Schlesinger 1919b). By this time, however, the fate of the cormorants had already been decided: After 1918, when Lobau came under the administration of the city of Vienna and the Kriegsgeschädigtenfonds, respectively, hunting the Lobau cormorants was allowed and the population seems to have declined steadily. According to newspaper reports, at the latest around 1930 the colony seems to have been abandoned (e.g., Arbeiterzeitung 1930).

The increase of crop fields and vegetable production in the Upper Lobau during and after World War I caused concerns and criticism of conservationists. For example, in 1934 Leo Schreiner reported in the journal of the Austrian Nature Protection Society (Österreichischer Naturschutzbund), that he noticed in one of his recent visits to the area that a large agricultural company had developed there, which not only uses modern agricultural methods but seems to transform the whole Lobau into a “cultivated steppe”. According to Schreiner only the forestry administration, which is also active there, seems to prevent this development (Schreiner 1934).

As written above, in 1938 Lower Lobau was declared a protected area by the national-socialist government, albeit mainly for hunting purposes. Nature protection efforts did not stop during and after World War II. But it lasted until the 1960s that again a large movement to assign to Lobau an explicit nature protection status commenced, involving this time also a larger public. The background of protests and conservation efforts were several large-scale infrastructure projects which the city of Vienna had initiated during and after the 1950s. There were among others plans to build a large refinery and to increase the oil harbor and oil storage facilities Lobau. In the 1960s, plans to improve technical flood protection for Vienna took on more and more concrete form. Parallel to the river, construction was to take place on the left bank of the Danube, as was a new bridge, and finally the sewer system in the Viennese districts on the left side of the Danube was to be extended along the Danube.

All these projects increased the risk of further deterioration of the already precarious hydrological and ecological conditions in the Lobau and provoked the protest of various groups. A leader of this movement was Anton Klein, a district inspector with the Vien-

na police. Klein was since his childhood a passionate aquarist, who collected feed for his fish among others in the small pools of the Lobau. Over the years, he noticed that these increasingly silted up. In 1969, he contacted the then mayor of Vienna, Bruno Marek. Klein and his fellow campaigners were invited to meet Marek, but the results were not satisfactory. In July 1970, when the activist group realized that the city of Vienna was building a steam power plant in the Upper Lobau, simultaneously clearing precious forest in order to construct additional tank storage facilities for the oil industry and planning a highway right through the Upper Lobau Anton Klein started a citizens' initiative and named it "Lobau Must not Die" after the academy award winning film documentary "Serengeti Must Not Die" by Bernhard und Michael Grzimek. Klein then established excellent contacts with the Austrian press, published numerous articles and initiated various local events. A breakthrough in public awareness was his plea to save the Lobau in a TV discussion in July 1972.

The successes, which the conservation movement of the 1970s and thereafter achieved are well known: In 1973, Lobau was declared a partial nature protection area; from 1977 to 2016, Lower Lobau was a UNESCO Biosphere reserve, in 1978 the "Lobau Directive" defined full and partial nature protection areas, since 1983 a Ramsar protection site Lower Lobau exists, and in 1996, Lobau became part of the Donau-Auen Nationalpark. However, multiple human uses that developed in the centuries and decades before, along with urban infrastructure and demand for (drinking) water and recreation are still in conflict with nature conservation and restoration targets and continue to degrade habitats and biodiversity. Ecological restoration programs date back to the 1980s. Hydrological conditions were improved for the Upper Lobau. However, especially the Lower Lobau remains at risk of continued drastic loss of aquatic habitats and deterioration of ecological conditions. Improving water availability is urgently needed as a first step to preserve the Lobau as an aquatic ecosystem (see Hein et al. 2023, this issue).

Conclusions

While most of Vienna's Danube floodplains were integrated into the built-up urban area especially after 1840, the Lobau remained as an undeveloped space. Already around 1900, efforts began to protect the area according to nature conservation goals. But in the course of the 20th century, the urban influence increased, especially between 1918 and the 1970s. This was strongest and most evident in the Upper Lobau, but it also affected the Lower Lobau. In the 1970s and after, nature conservation efforts were finally successful in the long term. However, these were and still are counteracted by ongoing human uses and ecological degradation caused by hydromorphological processes after the Danube canalization. Uses and urban infrastructure in and near the Lobau continue to conflict with conservation goals and restoration efforts to preserve the Lobau as part of the Danube Floodplain National Park.

Acknowledgments

Analysis used in this publication were funded by the Austrian Ministry of Science. Gertrud Haidvogl received financial support from the Christian Doppler Laboratory for Meta-Ecosystem Dynamics in Riverine Landscapes funded by the Austrian Federal Ministry for Digital and Economic Affairs, the National Foundation for Research, Technology and

Development and the Christian Doppler Research Association. I would like to thank Martin Perschl, who digitized land use of the Lobau for his master thesis. I would also like to thank Manfred Christ for valuable information regarding infrastructure projects in Lobau and the nature protection movement of the 1970s and an anonymous reviewer for helpful comments to improve the article.

Literature

- Arbeiterzeitung 1930 = Arbeiterzeitung 10.1.1930, p 7
- Arbeiterzeitung 1915 = Arbeiterzeitung 14.5.1915, p 5
- Bösenhofer F (1995) Diskussion der Stadterweiterung im Marchegger Ast unter besonderer Betrachtung des Übergangsbereiches zur Lobau südlich von Aspern. Diplomarbeit am Institut für Freiraumgestaltung und Landschaftspflege. Universität für Bodenkultur, Wien
- Claas F (1957) Die Lobau – Ein Staatsjagdrevier. Unpublished manuscript
- Davidson NC (2014) How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research* 65, 934–941. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Doppler W (1991) Landschaftsentwicklung der Lobau anhand von Luftbildern 1938–1986. Diplomarbeit am Institut für Botanik, Universität für Bodenkultur, Wien
- Eder EG, Eichert (2005) Trockenzeiten, die Wiener Lobau als Schutzgebiet. In Brunner K, Schneider P (Eds.) *Umwelt Stadt, Geschichte des Natur- und Lebensraumes Wien*. Böhlau Verlag, Wien–Köln–Weimar, 360–373
- Eder M, Perosa F, Hohensinner S, Tritthart M, Scheuer S, Gelhaus M, Cyffka B, Kiss T, Van Leeuwen B, Tobak Z, Sipos G, Csikós N, Smetanová A, Bokál S, Samu A, Gruber T, Gálie AC, Moldoveanu M, Mazilu P, Habersack H (2022) How can we identify active, former, and potential floodplains? Methods and Lessons Learned from the Danube River. *Water (Switzerland)* 14(15), 2295. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14152295>
- Forstverwaltung Lobau (1962): Technischer Bericht, Forstoperat Lobau 1962-1971. Unpublished manuscript
- Frischherz H (1985) Gedanken zur Sicherheit der heutigen Wiener Wasserversorgung. *Österreichische Wasserwirtschaft* 37(11–12), 271–275
- Haidvogel G, Horvath M, Gierlinger S, Hohensinner S, Sonnlechner C (2013) Urban land for a growing city at the banks of a moving river: Viennese settlements in the Danube floodplains from the late 17th to the early 20th century. *Water History* 5(2), 195–217
- Hauer F, Hohensinner S (2019) Die ungebaute Wasserstadt. Ein Streifzug durch Wiens aquatische Planungsgeschichte. In: *Zentrum für Umweltgeschichte (Ed.) Wasser Stadt Wien. Eine Umweltgeschichte*. Universität für Bodenkultur Wien, Technische Universität Wien, Wien 398–421
- Hein T, Bondar-Kunze E, Feldbacher E, Funk A, Graf W, Griebler Ch, Haidvogel G, Hohensinner S, Weigelhofer G (2023) Development perspectives on aquatic ecology and management options for the Lower Lobau. *ACTA Zoobot Austria*, this issue
- Hentschel O (1848) Beiträge zu einer landwirtschaftlich-topographischen Beschreibung der Bezirke Greinburg, Kreutzen, Clam und Waldhausen der Filiale Machland, dann der Bezirke Zellhof, Windhag der Filiale Prägarten, mit Einschluss der Gemeinde Liebenau des Bezirks Harrachstal der Filiale Freystadt, mit besonderer Berücksichtigung des Zunftlandes der Forstwirtschaft. *Abhandlungen und Aufsätze der k.k. Landwirtschafts-Gesellschaft im Erzherzogtum o. d. Enns und dem Herzogthume Salzburg* 4(1), 1–86
- Illustrierte Kronen-Zeitung 1939 = Illustrierte Kronen-Zeitung 30.12.1939, p 5

- Jakobsson E (2002) Industrialization of Rivers: A water system approach to hydropower development. *Knowledge, Technology and Policy* 14, 41–56. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12130-002-1014-0>
- Kingsford RT (2015) Conservation of floodplain wetlands – out of sight, out of mind? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25, 727–732. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.2610>
- Land- und Forstwirtschaftliche Betriebsgesellschaft (1928): Führer durch die städtische Lobau. Stadt Wien, Wien, 16p
- Mitteilungen der Jagdschutzvereine 1929 = Mitteilungen der Jagdschutzvereine von Niederösterreich und Wien, Steiermark, etc. 51, 1929, 181–182
- Neilreich A (1846) Flora von Wien. Eine Aufzählung der in den Umgebungen Wiens wild-wachsenden oder im Grossen gebauten Gefässpflanzen, nebst einer pflanzengeografischen Uebersicht. Beck'sche Universitäts-Buchhandlung Wien, 706p
- Neues Wiener Journal 1923 = Neues Wiener Journal 26.1.1923, p 5
- NoeLA (1828/29) = NÖ Landesarchiv, Franziszeischer Kataster, Schätzungsoperat, K 426, Mühlleiten
- NoeLA (1829/30 a) = NÖ Landesarchiv, Franziszeischer Kataster, Schätzungsoperat, K 292, Herrschaft Ebersdorf
- NoeLA (1829/30 b) = NÖ Landesarchiv, Franziszeischer Kataster, Schätzungsoperat, K 352, Landjägermeisterämtlicher Bezirk
- Österreichische Bundesforste (1947) Bericht zum Forsteinrichtungsoperat des Wirtschaftsbezirkes Mühlleiten für das Jahrzehnt 1947–1956. Unpublished manuscript
- Österreichische Bundesforste (1967) Technischer Bericht zum Revisionsoperat des Forstwirtschaftsbezirkes Mühlleiten für den Wirtschaftszeitraum 1967–1976. Unpublished manuscript
- Österreichische Forst- und Jagdzeitung 1917 = Österreichische Forst- und Jagdzeitung 26.1.1917, 35(4), 22
- Pausch G (2005) Das Reichsjagd- und Naturschutzgebiet Lobau. In: Brunner K, Schneider P (Eds.) *Umwelt Stadt, Geschichte des Natur- und Lebensraumes Wien*. Böhlau Verlag, Wien–Köln–Weimar 364–365
- Perschl M (2007) Die anthropogenen Nutzungen in der Lobau im 19. und 20. Jahrhundert, eine GIS – basierte Analyse der Veränderungen von Landbedeckung und Landnutzung, Diplomarbeit am Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien
- Picklerle J (1973) Die Wasserversorgung Wiens, ein Einblick in die Zusammenhänge zwischen großstädtischer Ballung und deren Wasser. Dipl. Wirtschaftsuniv. Wien
- Pusz M (2009): Die Entwicklung der anthropogenen Nutzungen im Wiener Anteil am Nationalpark Donauauen der Lobau. Diplomarbeit am Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur, Wien 117p
- Reichspost 1903 = Reichspost 24.11.1903, p 4
- Schlesinger G (1919 a) Gutachten über die sogenannte Lobau und ihre Verwendung als Naturpark. In: *Die Krongüter und ihre Zukunft*, Flugschriften des Vereines für Denkmalpflege und Heimatschutz in Niederösterreich. Gerlach und Wiedling Buch- und Kunstverlag, Wien und Leipzig 13–19
- Schlesinger G (1919 b) Gutachten über die Kormorankolonie im Rohrwörth bei Groß-Enzersdorf auf Grund eigener Erhebungen und persönlicher Besuche der Kolonie in letzter Zeit. In: *Die Krongüter und ihre Zukunft*, Flugschriften des Vereines für Denkmalpflege und Heimatschutz in Niederösterreich. Gerlach und Wiedling Buch- und Kunstverlag, Wien und Leipzig 20–24
- Schoder A (2019) „Strom aus dem Strom“ Wasserkraftnutzung an der Wiener Donau von frühen Planungen bis zum Kraftwerk Freudenau. In: *Zentrum für Umweltgeschichte (Ed.) Wasser Stadt Wien. Eine Umweltgeschichte*. Universität für Bodenkultur Wien, Technische Universität Wien, Wien 252–253

- Schreiner L (1934) Von der oberen Lobau. *Natur und Land* 6–7, 102
- Strauss F (1935) Die Lobau. Deutscher Verlag für Jugend und Volk, Wien, 47p
- Tillmann R (1948) Der Wiener Hafen – Rückblick und Ausblick. *Zeitschrift des Österreichischen Ingenieur- und Architektenvereines* 93(1/2) 1–12
- Umweltbundesamt (2022) Gesicherte Altlast W12: Tanklager Lobau <https://www.altlasten.gv.at/atlas/verzeichnis/Wien/Wien-W12.html> (accessed December 1, 2022)
- Veichtlbauer O (2018) Port of Vienna: Infrastructures and War on the Danube River in Vienna, 1850–1950. *Austrian Environmental History – Contemporary Austrian Studies* 27, 73–101
- Zechmeister A (1846) Beschreibung des Bezirkes Baumgartenberg, in der Filiale Machland, in landwirtschaftlich-topographisch-statistischer Hinsicht. *Verhandlungen und Aufsätze der k. k. Landwirtschaftsgesellschaft im Erzherzogthume Land o. d. Enns und dem Herzogthume Salzburg*, 1, 65–127

Received: 2023 02 09

Address:

Gertrud Haidvogel, E-Mail: gertrud.haidvogel@boku.ac.at
Christian Doppler Laboratory for Meta-Ecosystem Dynamics in Riverine Landscapes, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien, Austria.

Inventory of a world hotspot of groundwater fauna biodiversity – the Lobau wetland and the Danube Floodplain National Park (Austria) revisited

Christian Griebler, Clemens Karwautz, Grit Rasch, Lucas Fillinger, Raphael Veits, Rick Junker, Santiago Gaviria, Andreas Fuchs, Florian Scharhauser, Ursula Eisendle, Constanze Englisch, Jan Steger, Matthäus Greilhuber, Fritz Schiemer, Tobias Pfingstl, Peter Pospisil, Dan L. Danielopol

The Danube Floodplain National Park is one of the largest protected floodplain areas in Central Europe. Situated in the east of Austria, it extends from the city of Vienna to the border with Slovakia. This area is not only a hotspot of biodiversity at the surface, but extraordinary species richness extends into the subterranean aquatic environments, i.e. the shallow groundwater habitats. Up to now, 44 species of true groundwater invertebrates (stygobionts) and 93 species of facultatively groundwater-dwelling invertebrates (stygophiles) have been recorded from the shallow aquifer of the Danube Floodplain National Park. The list of animal groups comprises, among others, crustaceans (e.g. Amphipoda, Copepoda, Isopoda, Ostracoda), annelids (Oligochaeta, Aphanoneura, Polychaeta), nematods, turbellarians, mites, and gastropods. In particular, the shallow groundwater habitats of the Lower Lobau, an intensively studied wetland area within the national park, hosts 84 % of the stygobionts and 84 % of the stygophile species discovered in the entire national park. Our compilation of historic and recent data underlines the Danube Floodplain National Park to be among the top-ranked subterranean biodiversity hotspots worldwide. The unique data set from groundwater research over a period of more than 50 years will allow us in the coming years to targeted stress effects of river regulation, floodplain water management, and climate change in relation to biodiversity.

Griebler C, Karwautz C, Rasch G, Fillinger L, Veits R, Junker R, Gaviria S, Fuchs A, Scharhauser F, Eisendle U, Englisch C, Steger J, Greilhuber M, Schiemer F, Pfingstl T, Pospisil P, Danielopol DL (2023) Bestandsaufnahme eines weltweiten Hotspots der Grundwasserfauna-Biodiversität – das Lobau-Feuchtgebiet und der Nationalpark Donau-Auen (Österreich).

Der Nationalpark Donau-Auen ist eines der größten geschützten zusammenhängenden Flussauengebiete in Mitteleuropa. Er liegt im Osten Österreichs und erstreckt sich von Wien bis hin zur slowakischen Grenze. Dieses Gebiet ist nicht nur oberirdisch ein Biodiversitäts-Hotspot mit einem außergewöhnlichen Reichtum an Pflanzen- und Tierarten, sondern beeindruckt auch durch eine enorme Biodiversität innerhalb der Grundwasserfauna. Bis heute konnten 44 echte Grundwasser- (stygobionte) und 93 grundwasseraffine (stygophile) Evertibratenarten (Wirbellose) im Grundwasser des Nationalparks gefunden werden. Die Liste an Tiergruppen umfasst unter anderen Vertreter der Crustaceen (u. a. Amphipoda, Copepoda, Isopoda, Ostracoda), der Anneliden (Oligochaeta, Aphanoneura, Polychaeta), der Fadenwürmer (Nematoda), der Strudelwürmer („Turbellaria“), der Milben (Acari), und der Schnecken (Gastropoda). Hervorzuheben ist die Untere Lobau, ein Teilgebiet des Nationalparks bei Wien. Dieses wurde über Jahrzehnte intensiv beforscht und beherbergt 84 % aller stygobionten und stygophilen Arten, die bislang im Nationalpark gefunden wurden. Diese Zusammenstellung historischer und aktueller Forschungsergebnisse unterstreicht die Position des Nationalparks Donau-Auen als weltweit führender Biodiversitäts-Hotspot der Grundwasserfauna. Der einzigartige Datensatz aus über 50 Jahren Grundwasserforschung erlaubt in naher Zukunft gezielt Effekte der Donauregulierung, des Wassermanagements im Nationalpark und des Klimawandels auf die Grundwasserbiodiversität zu untersuchen.

Keywords: groundwater, biodiversity, Danube Floodplain National Park, Lower Lobau, hotspot.

Introduction

Groundwater systems are, from an ecological perspective, among the least investigated habitats worldwide. Still, groundwater is mainly perceived as a resource for drinking water production, irrigation and many other purposes. However, groundwater systems deliver important ecosystem services, some of which are dependent on active microbial communities and invertebrates (Griebler & Avramov 2015). The more productive an ecosystem is, the more biomass can be sustained. Combined with considerable dynamics in environmental conditions (= intermediate disturbances), highly productive systems likely harbor a high biodiversity. While groundwater ecosystems are often quite stable in environmental conditions (e.g., permanent darkness, constant temperature, low oxygen concentration, little changes in hydrochemistry) when compared to surface waters, shallow aquifers in river floodplains may exhibit a pronounced seasonality with strong dynamics in physico-chemical conditions. In consequence, we assumed that river floodplain aquifers harbour a marked species richness (Ward et al. 1998) and in special cases can be considered hotspots of groundwater biodiversity (Danielopol & Pospisil 2001; Gibert & Culver 2009).

How to define a groundwater biodiversity hotspot? In the year 2000, Culver & Sket (2000) compiled data of 20 cave systems and karst wells that harbored more than 20 species specifically adapted to the life in subterranean environments, i.e. stygobionts (obligatory groundwater dwellers) and troglobionts (obligatory terrestrial cave dwellers) (Culver & Sket 2000). In four cases, sites harbor(ed) more than 30 stygobiont species. Since then, the number of recognized cave and karst biodiversity hotspots and the numbers of species recorded there slightly increased. A recent special issue of the journal *Diversity* contains information on 14 of the currently 22 known global hotspots of subterranean biodiversity (Pipan et al. 2021).

Alluvial aquifers, the shallow, unconsolidated, porous sediment fillings in river valleys and basins, have received considerably less attention with respect to groundwater fauna biodiversity in comparison to karstic environments. While Jack Stanford noted in 1998 that no groundwater biodiversity hotspots have been recorded along riparian and floodplain areas, there are indeed a few examples (Stanford 1998). In fact, the alluvial aquifers and floodplains of the Rhône, the Rhine, and in particular the Danube River are such hotspots of hypogean biodiversity (Dole-Olivier et al. 1994; Pospisil 1994a). One intensively studied site along the Rhône River is the Jons Plain at Lyon. Within a sector of 10×4 km, 38 stygobiont species were discovered (Dole-Olivier et al. 1994). More than 35 stygobionts are recorded for the Rhine River valley, and more than 60 stygobiont species have been identified in samples from the hyporheos and shallow aquifers along the Danube River (Dole-Olivier et al. 1994). Within the Danube alluvial aquifers and floodplains, only the Lobau wetland as part of the Danube Floodplain National Park east of the city of Vienna, Austria, was reported in the year 2001 to harbor 35 taxa of exclusively groundwater dwelling animals (Danielopol & Pospisil 2001).

The Danube Floodplain National Park, with 9,600 ha, is one of the largest protected floodplain areas in Central Europe. Situated in the east of Austria, it extends from the city of Vienna to the border with Slovakia. Historically, selected areas (e.g. the Lobau wetland) were protected as UNESCO biosphere reserve (1977–2016), Nature Protection Areas (1978), and RAMSAR sites (Lower Lobau and Danube-March-Thaya floodplains) in 1983. The

status of a National Park (IUCN-Category II) was finally awarded in 1996. Since 2004, parts of the national park are classified as Flora-Fauna-Habitat (FFH) areas. The national park is characterized by a huge diversity of habitats, both aquatic and terrestrial, harboring a vast species richness, e.g. more than 800 vascular plant and 5,000 animal species including about 2,500 insects, 100 brooding birds, 67 fishes, 33 mammals, 13 amphibians and 8 reptiles (Hein et al. 2023).

In the area of the early UNESCO biosphere reserve Lower Lobau (Fig. 1), groundwater ecological research started in 1973. Between 1979 and 1998 the working group of D.L. Danielopol thoroughly studied the groundwater fauna in alluvial sediments of this area (Danielopol 1976a, 1976b, 1984, 1989, 1991; Pospisil 1994a; Danielopol et al. 1999), recording not less than 35 stygobiont invertebrate taxa until the year 2001 (Danielopol & Pospisil 2001). This research was remarkable for the large variety of approaches to groundwater fauna issues at different spatial and temporal scales and for the comparison of natural (e.g., the Lower Lobau) with anthropogenically impacted sites. First, between 1973 and 1976 information on groundwater fauna in the bank sediments of the Danube River upstream and downstream of Vienna, as well as in the city center was collected and its ecological and zoogeographical importance was repeatedly emphasized (e.g., Danielopol 1976a, 1976b, 1976c). Subsequently, work in the Lower Lobau started and natural sites were compared with anthropogenically impacted sites in Vienna (e.g. on the banks of the Donaukanal; see Danielopol 1983). In the later phase of this research period, the focus was laid on the Lower Lobau aquifer. Systematically, ecological drivers of groundwater biodiversity were tackled on different spatial scales, from the decimeter to the >100 m scale (Pospisil 1994a; Danielopol et al. 2000). Unfortunately, in the beginning of the new millennium, research on groundwater fauna in the area of the Danube Floodplain National Park ceased. After a break of 20 years, we recently revived the activities in 2019.

This paper compiles all information available, from historic data to current findings, on groundwater fauna biodiversity in the area of the Danube Floodplain National Park with a special focus on the Lobau wetland. For reasons of comparison, selected sites in the immediate neighborhood of the National Park are considered as well. We report on the species richness of stygobiont and stygophile taxa, including a critical evaluation of single records and the probability to discover new species in the coming years. Finally, current and potential future threats to the groundwater fauna biodiversity hotspot Danube Floodplain National Park are discussed.

Study sites

The Danube Floodplain National Park, established in 1996, extends from the city of Vienna to the Austrian border with Slovakia over an area of 9,600 ha (Fig. 1). It protects one of the largest remaining natural floodplain areas in Central Europe. Focus of the investigations was on the shallow, unconsolidated riverbank sediments, the hyporheic zone and the shallow Quaternary aquifer. The geological structure of this aquifer is formed by Holocene alluvial sediments deposited by the previously strongly meandering and anastomosed Danube. This shallow aquifer along the present-day Danube River and its floodplains mainly consists of gravel, sand, and silt-clay of generally only 5–10 m, and locally more than 30 m thickness.

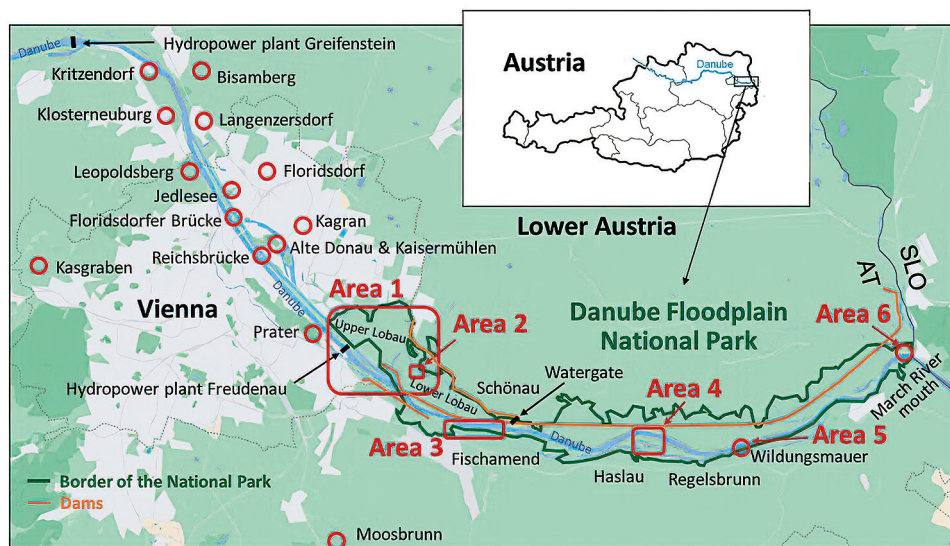


Fig. 1: Location of sampling areas. – Abb. 1: Lage der Untersuchungsstandorte.

The ‘Lobau’ as part of the national park is located along the Danube River south-east of the city of Vienna (Fig. 1). It is divided into the Upper and Lower Lobau (Fig. 1, Area 1). While the Upper Lobau is located entirely within the city limits of Vienna, the down-gradient Lower Lobau partly extends into the province of Lower Austria. In the Lower Lobau, a small area in the surrounding of the Kreuzgrundtraverse (Area 2 in Fig. 1) belongs to the most intensively studied alluvial aquifers worldwide (Culver & Pipan 2011). After irregular sampling surveys in the 1980s, a period of intense research started there in the mid-1990s. For 20 consecutive years more than 800 samples from about 100 piezometers and wells were collected. Research activities focused on exploring the short-, medium-, and long-term distribution patterns of groundwater fauna at different spatial scales. For this purpose, grids of piezometers and multi-level wells have been installed to tackle questions at micro- and mesohabitat scale, whereas groundwater observation wells of the water works have been used to address macrohabitat issues. A detailed description of the individual sectors and locations of sampling sites is provided in Pospisil (1994a, 1994b). Recent investigations, starting in 2019, targeted individual groundwater observation wells in the Lobau (Fig. 1, Area 1) in a non-systematic way to re-evaluate the former inventory of groundwater fauna. In addition, selected wells in the Lower Lobau, still available from previous campaigns (Fig. 1, Area 2), have been sampled since 2020 in a long-term monitoring approach.

A few more sites within the Danube Floodplain National Park have been in the focus of groundwater ecological research, i.e., the Regelsbrunner Au, and gravel bars as well as river bank sediments at Schönau, Fischamend, Wildungsmauer, and the March River confluence (Fig. 1). The Regelsbrunner Au, a floodplain at the right, southern bank of the Danube River is located between the villages of Haslau and Regelsbrunn (Fig. 1, Area 4). Following the strong regulation of the Danube 150 years ago, backwaters in this wetland system have been successively re-connected with the main river channel in the past three decades to regain hydrological dynamics and prevent siltation (Tockner et al. 1998; Schie-

mer et al. 1999). Groundwater samples from the Regelsbrunner Au mainly originated from three wells (G1, G2, G3; Fig. 2), described in detail in Steininger (2002). We also integrated data from a study that sampled multiple benthic habitats in the Regelsbrunner Au (Gaviria et al. 1998) which we considered here as a single locality (see RB in Fig. 2). At Fischamend (Fig. 1, Area 3), on the right side of the Danube, one study specifically targeted the nematode fauna in different depths of the riverbank sediments (Eder 1983). At Schönaun, on the left side of the Danube (Fig. 1, Area 3), two recently installed groundwater observation wells (Fig. 2, Schönaun-A and Schönaun-B) have been repeatedly sampled in 2021. At Wildungsmauer (right side of the Danube) and at the confluence of the March River into the Danube (left side of the Danube), invertebrates were collected from different spots and depths of the Danube bank sediments. The sampling stations Fischamend, Wildungsmauer, and March River confluence are described in detail in Danielopol (1976a, 1976b).

For reasons of comparison, groundwater fauna records from several spots inside and outside Vienna (Fig. 1) are discussed. This includes historic data from the Prater (a large park area in Vienna close to the Lobau), Floridsdorf, Kagran, Jedlesee, and Klosterneuburg, among other sites (Spandl 1926; Vornatscher 1938; Strouhal 1958; Kiefer 1964). More recent data from the city of Vienna have been collected at Floridsdorfer Brücke, Reichsbrücke, and from Kritzensdorf upstream of the Lobau and the Danube Floodplain National Park. For further locations considered in this study, see Figure 1.

It is worth mentioning that besides the early regulation of the Danube River and the construction of dams, there are two hydropower plants, i.e., Freudenau (constructed 1992–1998) right upstream of the Lobau and Greifenstein (constructed 1981–1985) upstream of Kritzensdorf (Fig. 1) which considerably influence both the surface and subsurface hydrology.

Material & Methods

Groundwater fauna collection

Groundwater fauna was sampled using various techniques. The methodology of early studies has often been poorly documented, therefore information on sampling techniques is imprecise. In these early publications, the authors describe net samplers, with and without weight, that have been lowered into large wells, and hand piston pumps of different kind that have been used to withdraw water from wells with subsequent filtration through different nets. In the research period 1973 to 1976, samples were collected from different depths of the bank sediments by means of the Bou-Rouch (Bou & Rouch 1967) and Karaman-Chappuis method (Chappuis 1942). In the Lobau, samples were withdrawn from piezometers (2.5 cm inner diameter) by connecting a piston pump. From the multi-level wells (5 cm inner diameter), samples were withdrawn by means of a double packer system connected to a vacuum pump (Danielopol & Niederreiter 1987). Groundwater samples obtained from piezometers had a volume of 3 L, whereas 5 L were withdrawn from the multi-level wells (Danielopol 1978). From the larger groundwater observation wells (12 cm inner diameter) 50 L of groundwater were pumped. A synthesis of sampling methods is found in Pospisil (1992). In our recent studies, starting 2019, fauna from multi-level groundwater observation wells were collected using a phreatic net sampler, i.e. a miniaturized Cvetkov net (Cvetkov 1968) with a mesh size of 63 μm , lowered to the bottom of groundwater wells (Hahn & Matzke 2005).

Ecological categories for invertebrate taxa sampled in subsurface habitats

For the classification of fauna collected from groundwater, we use the terms stygobiont, stygophile, and stygoxene as defined in Gibert et al. (1994), which mainly refer to life cycles of organisms which can be completed (stygobiont) or partly completed (stygophile) in groundwater. In this sense, stygobionts are species specialized to life in subterranean habitats, i.e. obligatorily hypogean. Stygophiles are considered species that appear to actively exploit resources in the groundwater system, or actively seek protection from unfavorable situations in the surface environment (refugium). In porous aquifers, stygophiles are subdivided, based on their degree of pre-adaptation, into three categories: (1) occasional hyporheobionts (larvae of different insects) (2) amphibionts (e.g. plecopterans, which need the interstitial phase to complete their larval life stage, and cannot survive without this subterranean phase), and (3) permanent hyporheobionts (many species of nematodes, oligochaetes, mites, and crustaceans that may be present at all life stages either in groundwater or benthic habitats) (Gibert et al. 1994). Stygoxenes are organisms that have no affinities with the groundwater system, but occasionally (accidentally) enter subsurface aquatic habitats. Examples are planktonic groups (e.g., calanoid copepods, cladocerans) or benthic crustaceans and insects. The data compilation in this review paper focuses on stygobiont and stygophile species, with the latter ignoring occasional hyporheobionts and amphibionts (the only exception is the marsh beetle *Cyphon palustris*). The authors are aware that a categorization of individual species into stygobiont and stygophile often is difficult. Regularly, species are considered stygobionts if found up to the time point of reporting only in groundwaters. Similarly, the cut-off between amphibionts and permanent hyporheobionts is somehow subjective, excluding clear amphibionts (such as plecopterans) but including oligochaetes and nematodes, where our autecological knowledge is very limited.

Molecular and phylogenetic analyses

For sequencing of barcoding genes, groundwater amphipods and isopods collected in our sampling campaigns were fixed in 96 % ethanol. DNA was extracted from single appendages (legs, antennae) with the QIAamp UCP DNA Micro Kit (QUIAGEN, Hilden, Germany) following the manufacturer's instructions with two modifications. First, digestion with proteinase K was extended to 12–14 hours; second, subsequent DNA elution was achieved with 40 µl of elution buffer.

A ≥ 1000 bp long fragment of the 28S rRNA gene (28S) in amphipods was amplified with primers specific for aquatic malacostracans (Verovnik et al. 2005) see Tab. 1. For the cytochrome c oxidase subunit I gene (COI), inosine primers (Tab. 1) developed by Geller et al. (2013) were used to amplify a 658 bp long fragment in amphipods and isopods. Quality and length of the PCR products were checked with gel electrophoresis and approved products were sequenced externally on a Sanger sequencing platform (MicroSynth, Switzerland). ABI chromatograms of forward and reverse primer products were quality checked, trimmed and aligned in Geneious Prime 2020.1.2 (Biomatters, New Zealand).

Phylogenetic analyses were done using 39 new partial COI sequences (35 new amphipod and 4 new isopod sequences), together with 330 published COI sequences, as well as using 9 new partial 28S sequences of amphipods together with 162 already published 28S rRNA gene sequences from NCBI. COI sequences were aligned with MAFFT v.7 (Katoh & Standley 2013) using the E-insi option (Katoh & Toh 2008), 28S sequences with the L-insi option. Alignments were trimmed and quality checked using Geneious

Tab. 1: Primers for the coding regions of the COI and 28S genes, used for amphipods and isopods.
 – Tab. 1: Primer für die kodierenden Regionen von COI und 28S, verwendet für Amphipoden und Isopoden..

Coding genes	Primer name	Primer Seq. (5'- 3')	Reference
28S	28_for	CAAGTACCGTGAGGGAAAGTT	Verovnik et al. 2005
28S	28_rev	AGGGAAACTTCGGAGGGAACC	Verovnik et al. 2005
28S (for sequencing)	Niph15i	AGA GTC AAA AGA CCG TGA AAC C	Weber et al. 2021
COI	jgLCO1490	TITCIACIAAYCAYAARGAYATTGG	Geller et al. 2013
COI	jgHCO2198	TAIACYTCIGGRTGICCRAARAAYCA	Geller et al. 2013

Prime 2022.2.2. The optimal substitution model for each alignment was assessed using ModelFinder (Kalyaanamoorthy et al. 2017). The GTR+F+R5 model was the best fit for our 28S alignment, the mtZOA + F + G4 model for the COI dataset. IQTREE (Nguyen et al. 2015) was used for phylogenetic reconstruction using the Ultrafast Bootstrap Approximation UFBoot (Minh et al. 2013) to assess node stability (10,000 bootstrap runs). Additionally, support values were generated using approximate Bayes (aBayes) (Anisimova et al. 2011) and SH-aLRT analyses (Guindon et al. 2010). Final trees were graphically optimized using ITOL v. 6.6 (Letunic & Bork 2021) and Adobe Illustrator CC 22.1 (Adobe Inc.®, San Jose, USA). All sequences have been uploaded to GenBank and accession numbers are included in the trees.

Results

Combining all reliable data from early and recent sampling surveys, the list of stygobiont species for the Lobau comprises 35 stygobiont and 62 stygophile species, with 19 stygobiont and 34 stygophile species found recently, i.e., since the year 2019. Including further records for the Danube Floodplain National Park, this list can be extended to 44 stygobiont and 93 stygophile species in total, with 21 stygobiont and 44 stygophile observed recently (Tab. 2). Another 9 stygobiont and 9 stygophile species recorded from the area of Vienna and its neighborhoods have not yet been found in the shallow aquifers of the national park. Due to current research projects addressing the groundwater fauna in the city of Vienna, there is legitimate hope that several stygobiont and stygophile species new for the region and new to science will be discovered and described in the next years. More than 150 groundwater observation wells have been sampled in 2021 and 2022 in the frame of the project “Heat below the City”, funded by the Vienna Science and Technology Fund (WWTF).

On the other hand, some of the historically recorded taxon names may turn out invalid after molecular analysis. A number of species have already been removed from our list because of synonymy and re-naming. Details are provided in the sections on major animal groups. In Tab. 3 we highlighted in red all species with uncertainties pertaining to their taxonomic position and name, their biogeographic distribution, or their habitat affiliation (stygobiont vs. stygophile vs. stygoxene). In the following, the state of knowledge is compiled for all major invertebrate groups with stygobiont and stygophile representatives in groundwater of the Lobau, the Danube Floodplain National Park, and neighboring sites in the Vienna region.

Tab. 2: List of the major groups of invertebrates found in shallow groundwater of the Danube Floodplain National Park. Numbers of species are distinguished into potentially stygobiont and stygophile taxa. Numbers provided are total species counts, while those in brackets refer to the number of species that were (re)observed recently (2019-2022). The list, in general, ignores groups of animals that are of terrestrial origin (e.g. springtails) or do not live in groundwater (e.g. insects). One exception is the marsh beetle *Cyphon palustris*. For further explanation, see text. – Tab. 2: Liste der Evertebraten-Großgruppen aus dem oberflächennahen Grundwasser des Donau-Auen Nationalparks. Die Artenzahl je Gruppe ist unterschieden in stygobionte und stygophile Arten. Zahlen beinhalten alle bisher beschriebenen Arten. Zahlen in Klammer beziehen sich auf aktuell (2019-2022) nachgewiesene Arten. Die Zusammenfassung ignoriert Tiere terrestrischen Ursprungs (z. B. Springschwänze) und solche, die im Allgemeinen nicht dauerhaft im Grundwasser leben (z. B. Insekten). Die einzige Ausnahme bildet der Sumpfkäfer *Cyphon palustris*. Für weitere Erläuterungen siehe Text.

Phylum	Subphylum	Class	Subclass	Order	stygobiont	stygophile
Platyhelminthes	„Turbellaria“					4 (3)
Rotatoria						1 (0)
Annelida		Clitellata	Oligochaeta		1 (0)	21 (7)
		Aphanoneura			1 (0)	
		Polychaeta			1 (1)	
Mollusca	Gastropoda				2 (2)	
Nematoda					2 (0)	45 (25)
Arthropoda	Crustacea	Ostracoda			7 (3)	7 (2)
		Branchiopoda		Diplostraca		2 (1)
		Malacostraca		Amphipoda	7 (4)	1 (1)
				Isopoda	3 (3)	
		Copepoda		Cyclopoida	14 (6)	3 (0)
				Harpacticoida	5 (1)	4 (1)
	Chelicerata	Arachnida	Acari		1 (1)	4 (3)
	Hexapoda	Insecta				1 (1)
Sum					44 (21)	93 (44)

Major groups of invertebrates

Turbellarians

Turbellarians (formerly class “Turbellaria”) are flatworms (Platyhelminthes) excluding the monophyletic, exclusively parasitic Neodermata (Egger et al. 2015). They are predominantly free-living and are therefore often simply referred to as the free-living flatworms. Turbellarians are unsegmented, acoelomate, hermaphroditic animals with a multiciliated epidermis. The term “planarians” is usually reserved for the subgroup Tricladida. Many of the turbellarian species are predators of invertebrates, but some also feed on algae or microorganisms, are fed by symbionts or are parasitic. Freshwater representatives occur in both lentic and lotic surface waters and in groundwater. They are mostly benthic animals, often found below stones and leaves, in sediments, and on water plants. Turbellarians also occur in terrestrial environments that are at least temporarily moist (Houben et al. 2022). There are 738 turbellarian species documented in Europe (de Jong et al. 2014). For Austria, there is an estimate of around 200 species (Geiser 2018).

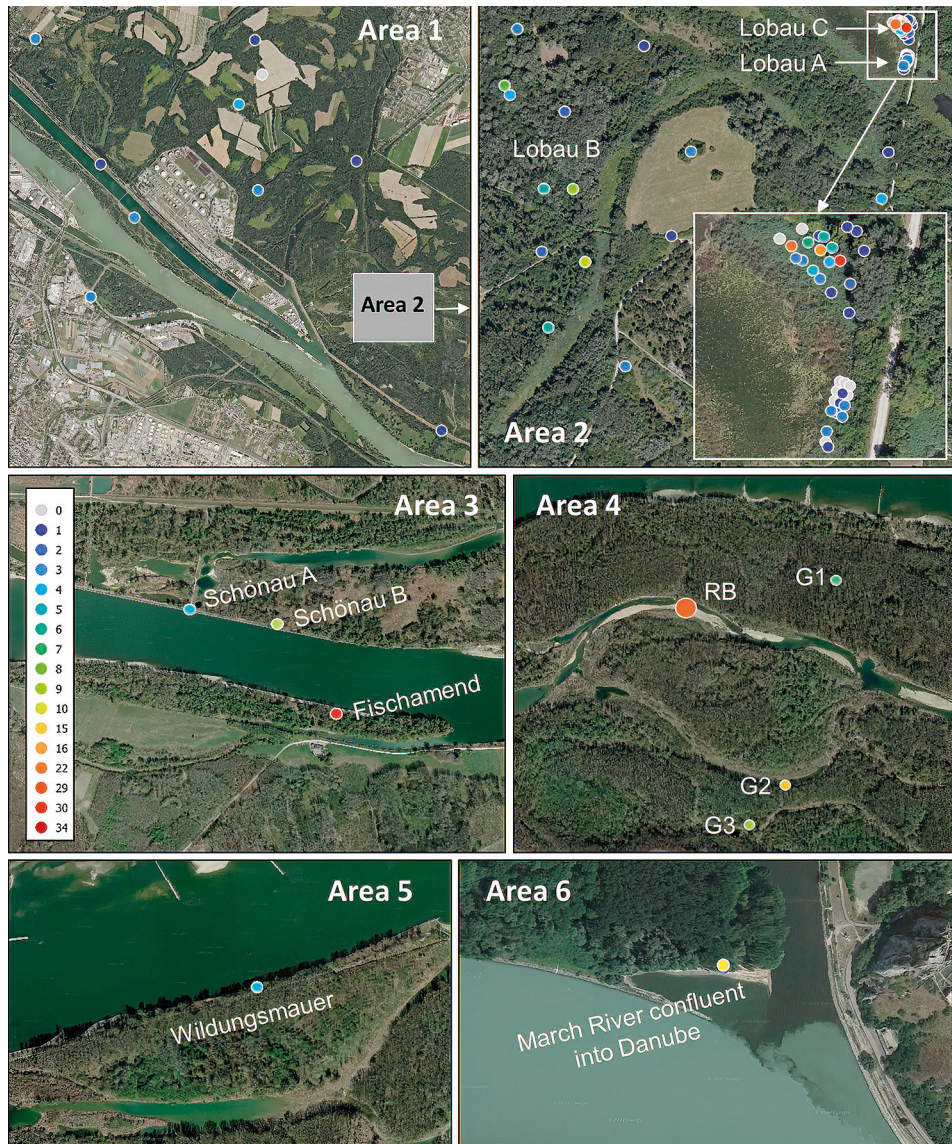


Fig. 2: Location of sampling sites with the total number of stygobiont and stygophile taxa from historical and current sampling campaigns highlighted. – Abb. 2: Lage der Untersuchungsstandorte inklusive der Gesamtzahl an stygobionten und stygophilen Taxa aus historischen und aktuellen Untersuchungen.

Groundwater representatives are found in various turbellarian groups. The identification of turbellarians is notoriously difficult and requires live observation and the interpretation of histological serial sections. Because samples are often preserved in a fixative before analysis, the morphological-taxonomic analysis of limnological samples is biased against the documentation of turbellarians (as with nematodes). This is one reason why we hardly

know anything about the turbellarian fauna in groundwater ecosystems. Another reason is the lack of taxonomic experts. For groundwater of the Lobau and the Danube Floodplain National Park around 11 species are recorded so far, four of which (*Bothrioplana semperi*, Fig. 3, *Prorhynchus stagnalis*, a yet unidentified species of the genus *Prorhynchus*, Fig. 3, and *Rhynchomesostoma* cf. *rostratum*) are classified stygophile (Tab. 3). Due to the high degree of endemism in groundwater ecosystems, the relatively late start of relevant studies, and the generally poor knowledge of the group, it is likely that some of the resident species have not been discovered yet. Current initiatives to establish molecular and morphological know-how are on the way.

Rotatoria

Rotatoria predominantly live in freshwaters. For Austria alone, more than 750 species are described. Only a small portion of species (<10 %) inhabits benthic habitats. In groundwater, so far only a few species are known. Due to their small size, rotatorians are usually missed in groundwater fauna samples taken with nets of 60 µm mesh size or larger. Targeted investigations are required to explore rotatorian biodiversity in groundwaters. The record of *Dissotrocha hertzogi* within the Lobau study area (Tab. 3) represents the first finding of this species since its description 60 years ago from wetlands at the Rhine River near Strasbourg (Hauer 1939). This elusive bdelloid species is one of the few rotatorians living exclusively in groundwater, though its ecology remains poorly known.

Annelida

Among Annelida, representatives of oligochaetes, aphanoneurans (family Aeolosomatidae) and polychaetes are regularly found in groundwater habitats. Oligochaetes commonly occur in litter and soils, as well as in sediments of surface aquatic environments. Most of the oligochaetes found in the water-saturated subsurface are stygophiles; only a few species, mainly from the families Lumbriculidae and Dorydrilidae, are stygobiont.

In the shallow aquifer and benthic environments of the national park (hyporheic zone and bank sediments of the Danube River and its backwaters) 41 species of oligochaetes have been reported (Gaviria et al. 1998), 21 of which can be classified as stygophile and one stygobiont based on information from several authors (Gad 2007; Timm 2009; Van Haaren & Soors 2013; S. Gaviria pers. obs.) (Tab. 3).

An impressive species regularly found in groundwater is *Haplotaxis gordioides* (fam. Haplotaxidae) which can reach a length of 40 cm at a width of only 1 mm (Fig. 3) (Van Haaren & Soors 2013). *H. gordioides*, so far not collected in the Lobau area, was found in the Regelsbrunner Au, part of the Danube Floodplain National Park (Gaviria et al. 1998), and in the Danube Riverbank sediments at Kritzendorf, west of Vienna (C. Griebler pers. obs.).

Some oligochaete species of our list are cosmopolitans, i.e., *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Nais communis*, *N. eliguis*, *N. variabilis*, *Pristina longiseta* and *Eiseniella tetraedra*. The enchytraeid *Globolodrilus riparius* (formerly *Marionina riparia*) (Fig. 3) has a Palaearctic distribution while *Marionina argentea* is limited to Europe (Nielsen & Christensen 1959). Among the tubificines, *Potamothrix moldaviensis* is a common European species, while *Rhyacodrilus falciformis* is quite rare. The latter is present in groundwater, springs, clean lakes, but also in soil (Timm 2009; Timm & Martin 2019). The two species of *Vejdovskiiella* as well as *Uncinais uncinais* have a Holarctic distribution; the latter species has been reported also from Japan and Guyana (Timm 2009). *Pristina bilobata* is mostly found in

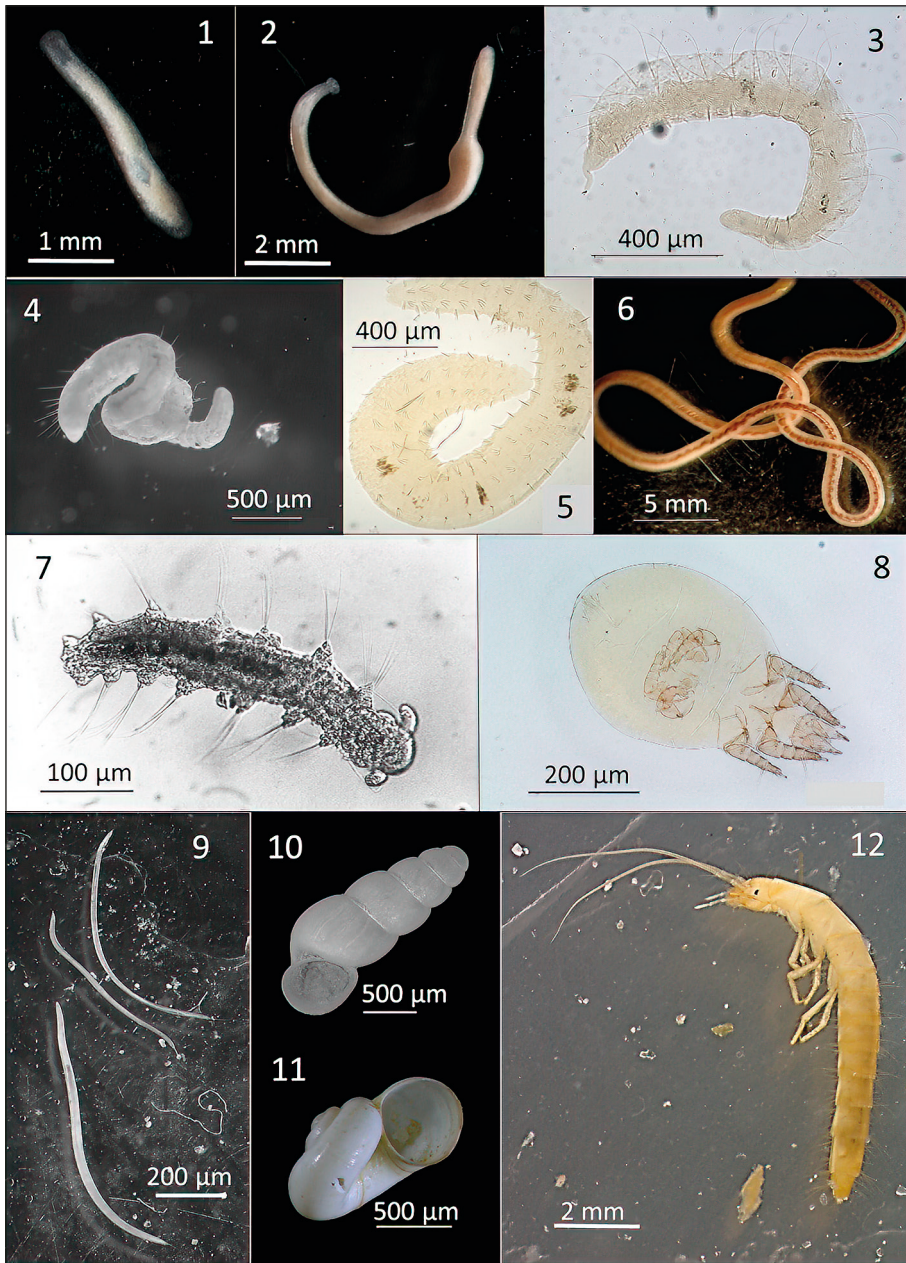


Fig. 3, Abb. 3: 1. *Bothrioplana semperi* ("Turbellaria"; Photo: M. Greilhüser), 2. *Prorhynchus* sp. ("Turbellaria"; Photo: M. Greilhüser), 3. *Pristina proboscidea* (Oligochaeta; Photo: S. Gaviria), 4. *Pristina* sp. (Oligochaeta; Photo: C. Englisch), 5. *Globulidrilus riparius* (Oligochaeta; Photo: S. Gaviria), 6. *Haplotaxis gordioides* (Oligochaeta; Photo: C. Griebler), 7. *Troglochaetus beranecki* (Polychaeta; Photo: P. Rumm), 8. *Schwiebia* sp. (Acari; Photo: T. Pfingstl), 9. (Nematoda), 10. *Bythiospeum* cf. *geyeri* (Gastropoda; Photo: J. Steger), 11. *Hauffenia danubialis* (Gastropoda; Photo: J. Steger), 12. Larvae of *Cyphon palustris* (Insecta, Coleoptera; Photo: C. Englisch).

Europe with single reports from Asia, Africa and the Americas. *Pristina sima* has a Mediterranean distribution and is also known from the Nearctic and Neotropical regions and Japan (Timm & Martin 2019). *Pristina proboscidea* (Fig. 3) is distributed in South America, South and East Asia, Zanzibar and Madagascar, with single reports from Europe. *Nais pseudobtusa* is found in Europe, Africa and Afghanistan (Brinkhurst & Jamieson 1971). Some members of the genus *Cernosvitoviella* are semiterrestrial, others live in surface water bodies and some in groundwater. As the species of the genus found in groundwater of the Danube floodplain have not been identified yet, no more information can be given about its biogeography and ecology.

Up to now only one species of the family Lumbriculidae has been observed in groundwater of the region, i.e. *Rhynchelmis limosella*. This species has a western Palearctic distribution (Timm & Martin 2019). A second lumbriculid, *Stylodrilus heringianus*, was recorded in benthic habitats of the floodplain; the species is common elsewhere in interstitial habitats (Van Haaren & Soors 2013). If the taxon tentatively assigned to *Dorydrilus/Trichodrilus* (Tab. 3) turns out to be *Trichodrilus*, it would be the second member of the Lumbriculidae in groundwater of the Lobau. Nine *Trichodrilus* species are known from Germany where they are regularly found in groundwater (Gad 2007). Oligochaetes are often recorded as cocoons and juveniles which are difficult or even impossible to determine to species level by morphology. Future molecular analyses shall elucidate the real Oligochaeta biodiversity in groundwater ecosystems.

While oligochaetes are abundant inhabitants of freshwater environments, polychaetes are almost exclusively found in marine habitats; just a few groups colonized freshwater environments. To date only two stygobionts are described for Europe, one of them being *Troglochaetus beranecki* (fam. Nerillidae) (Fig. 3). *T. beranecki* is widely distributed throughout Europe and beyond. It generally lives in shallow porous aquifers accompanying rivers such as the Rhône, Rhine, Weser, Elbe, Oder and Danube (Tilzer 1973). The archiannelid has been recorded also in North America (Strayer et al. 1995; Särkkä & Mäkelä 1998). Specimens of *T. beranecki* were repeatedly collected from groundwater of the Danube Floodplain National Park (Tab. 3). In the past, the family Aeolosomatidae was classified among the Polychaeta. Now it constitutes the subclass Aphanoneura (Thorp & Lovell 2019). *Aeolosoma* is the only genus of the family that has been found in groundwater. Nine species are known from groundwater in Germany (Gad 2007).

Except the stygobiont polychaete *Troglochaetus beranecki*, all other Annelida in groundwater of our study area are stygophile. No endemic annelids are known for the Lobau. It is expected to find additional lumbriculid species in the groundwater of the floodplain, as well as members of Tubificinae.

Gastropoda

Among European freshwater gastropods inhabiting subterranean habitats, Moitessieriidae and Hydrobiidae are important families in terms of species richness. According to the checklist by Bank & Neubert (2017), the moitessieriid genus *Bythiospeum* alone is represented by about 100 species and subspecies in European groundwaters, though species delimitation is still considered problematic (e.g., Haase 1995; Richling et al. 2017). Shells of *Bythiospeum* spp., like those of many other hydrobioid taxa, tend to be rather poor in features, often very similar among species, and exhibit intraspecific morphological plasticity (e.g., Haase 1995; Hofman et al. 2018; Haase et al. 2021). Consequently, it is likely that the number of available species names considerably exceeds that of true biological species (e.g.,

Richling et al. 2017). Future molecular studies are expected to improve the situation but are limited by the lack of live-collected specimens for many taxa (cf. Hofman et al. 2018). In groundwater of the Lobau and the Danube Floodplain National Park so far only one moitessieriid species, *Bythiospeum* cf. *geyeri* (Fig. 3, Tab. 3), has been recorded (Haase 1995; own samples). Another stygobiont gastropod genus morphologically very different from *Bythiospeum* is *Hauffenia* (fam. Hydrobiidae), characterized by valvatiform shells (Fig. 3). In the Lobau, but also at other sites along the Danube near Vienna (e.g., Kritzendorf, west of Vienna), *Hauffenia danubialis* (formerly *Lobaunia danubialis*) is regularly found (Tab. 3). This species likely feeds on detritus and bacteria (Reischütz & Reischütz 2009). With its large gill lamellae, *H. danubialis* is well adapted to the life in poorly oxygenated groundwater (Haase 1993). In contrast, *B. cf. geyeri* – living in the same habitat – has reduced gills, suggesting that physiological adaptations may enable its survival in this temporarily oxygen-deficient environment (Haase 1995). Both *B. cf. geyeri* and *H. danubialis* are described as endemic to Vienna and Lower Austria (Haase 1993, 1995; Glöer 2002; Reischütz & Reischütz 2009). However, a recent study focusing on groundwater habitats of the river Mur valley in Styria, Austria, revealed specimens morphologically similar to the two species recorded in Vienna and Lower Austria. These samples still await detailed analysis.

Nematoda

Free-living nematodes can basically be classified into marine and continental forms, the latter separated into terrestrial and aquatic ones. However, this subdivision is not as clear as it seems. Since all nematodes in soil and sediments depend on at least a thin water film, all are basically freshwater/aquatic forms (Andrassy 1978; Abebe et al. 2008). Free-living nematodes (Fig. 3) are recorded from all types of freshwater habitats (including springs, the hyporheic zone and groundwater) (e.g., Eder 1983; Beier & Traunspurger 2003a, b; Eisendle et al. 2013; Eisendle & Battagazzore 2018). Their systemic importance is indicated by their regular high abundances together with a variety of feeding habits and their high adaptability. However, to date they have received distinctly less attention than their terrestrial and marine relatives (Decreamer et al. 2019).

Species lists and numbers from freshwaters specified for certain regions and environments are scarce. This is particularly true for groundwaters (for more details see Eisendle & Hilberg 2015, Hilberg & Eisendle 2016). Overall, species numbers of free-living freshwater nematodes account for about 2,370 worldwide (Abebe et al. 2008; Eisendle et al. 2017), with 1,120 species recorded for the Palaearctic (Eisendle et al. 2017) and about 600 for Europe (Andrassy 1978). Andrassy (1978) marked 76 of the European freshwater species to be recorded also from groundwater, but whether these species are stygophile or even stygobiont is, based on our current state-of-knowledge, impossible to judge. We thus pragmatically term all species that have been repeatedly found in groundwater stygophile, and those found so far exclusively in groundwater stygobiont.

In Austria, 252 out of 420 species have been recorded from freshwater environments (Eisendle unpubl.). Data for nematodes occurring in groundwater, however, are widely scattered and incomplete (Hilberg & Eisendle 2016). All species recorded from the Lobau and the Danube Floodplain National Park represent species typically and sporadically found in different types of freshwater, e.g. streams and rivers, as well as in standing water bodies. Due to the frequent occurrence and permanence in the hyporheic zone and shallow aquifers, about 50 % of these species may be considered stygophiles (Tab. 3).

Our literature search and own current investigations revealed 2 stygobiont and 45 stygophile nematode species in groundwater of the Danube Floodplain National Park, with 19 stygophile species recorded for the Lobau wetland (Tab. 3). This includes representatives of the genera *Eumonhystera*, *Mononchus* and *Tripyla*. *Stenonchulus troglodytes* is a true groundwater species, exclusively recorded from groundwater so far. Not far from the national park another stygobiont species, the nematode *Theristus franzbergeri*, was collected 1975 from a Danube River gravel bar in the city of Vienna (Danielopol 1976a) and was later described as a new species in 1984 (Schiemer 1984). Due to the construction of the hydropower plant Freudenau in Vienna, the *locus typicus* disappeared. The species could not be discovered at any other place, so far, though it likely occurs in the Danube Floodplain National Park. However, Eder (1983) and Schiemer (unpubl.) detected two more *Theristus* species, i.e. *T. ruffoi* (stygobiont) at Fischamend (inside the national park) and *T. agilis* (stygophile) near the Floridsdorfer Brücke (outside the national park). Another stygobiont species is *Butlerius micans* (fam. Diploscapteridae), that have been recorded to date only from outside the national park.

Ostracoda

Ostracods are the most species-rich group within the crustaceans (Cohen et al. 1998). More than 700 freshwater ostracod species are known from the Palearctic region (Horne et al. 2019). Until today, several hundreds of stygobiont species have been described. The inventory of Ostracoda from Austria lists 93 recent species and subspecies (Gaviria 2017). However, there is no recent evaluation on Austrian groundwater ostracod species available. Vornatscher (1938) reported on the stygophile species *Candona candida* from a limnocene in the Lusthauswasser in the Prater (Fig. 1). Taking the early research and current findings together, the list of groundwater dwelling species in the area of the Lobau and the Danube Floodplain National Park comprises 7 stygobiont and 7 stygophile species (Tab. 2, Tab. 4). These species belong to the families Candonidae, Cyprididae, Darwinulidae and Limnocytheridae. A species of the cytheroid genus *Kovalevskiella* (Limnocytheridae, Timiriaseviinae), known as an unnamed species for several decades, was described very recently (Gaviria 2022) under the name *K. elisabethae* (Fig. 4).

Among the species of stygophile ostracods found in groundwater of the Lobau, one species i.e. *Darwinula stevensoni* has a cosmopolitan distribution and can be found in every type of water body. It has been collected even at high altitudes (3000 m a.s.l.) in an Andean Lake of Colombia (Gaviria pers. obs.). Another species, i.e., *Cyclopypris ovum*, is also a cosmopolitan and common in almost all types of surface waters, but has occasionally been found also in subterranean environments (Meisch 2000). *Candona candida* and *C. neglecta* have a holarctic distribution, although the former is rare in the southern regions. *Candonopsis kingslei* is holarctic as well, rare in some countries and very common in others. *Pseudocandona albicans* has also a holarctic distribution, while *Pseudocandona lobipes* is restricted to Europe. The stygobiont species *Typhlocypris szoecsi*, formerly *Pseudocandona szoecsi* (Namiotko et al. 2014), was described from Hungary and is also known from Poland and countries of the former Yugoslavia. For *Typhlocypris eremita*, formerly *Pseudocandona eremita* (Namiotko et al. 2014), which is extremely difficult to be identified morphologically, Iepure et al. (2007) proposed for morphotypes of different extant populations belonging to the phylogenetic lineage of *T. eremita* to name them *T. eremita* s.l.. *Limnocythere inopinata* is rather common in the Holarctic region and has been reported also from Africa south of the Sahara, where it has been probably introduced. Another stygobiont species found

Tab. 3: List of stygobiont (-biont) and stygophile (-phile) turbellarians, rotifers, annelids, gastropods, and nematodes in groundwater of the Lobau (Lob) and the Danube Floodplain National Park (DFNP), divided into records prior to the year 2000 (<2000) and recent findings (>2019). Taxa recorded from Vienna and its surrounding areas outside the national park are listed in column 'out'. For more detailed information, see text. – Tab. 3: Zusammenstellung aller stygobionten (-biont) und stygophilen (-phile) Vertreter aus den Großgruppen „Turbellaria“, Rotatoria, Annelida, Gastropoda, und Nematoda im Grundwasser der Lobau und des Donau-Auen Nationalparks (DFNP), untergliedert in Nachweise vor dem Jahr 2000 (<2000) und aktuelle Nachweise (>2019). Nachweise von Taxa in Wien und Umgebung, aber außerhalb des Nationalparks, sind in der Spalte 'out' vermerkt. Für detailliertere Informationen siehe Text.

Classification	Family	Species	styo-	<2000	>2019	Lob	DFNP	out
„Turbellaria“	Bothrioplanidae	<i>Bothrioplana semperi</i> (Braun, 1881)	phile	+	+	+	+	+
	Prothynchidae	<i>Prothynchus stagnalis</i> (Schultze, 1851)	phile	+		+	+	+
		<i>Prothynchus</i> sp.	phile		+	+	+	+
Rotatoria	Typhloplanidae	<i>Rhynchomesostoma</i> cf. <i>rostratum</i> (Müller, 1774; Luther, 1904)	phile		+	+	+	+
	Phileodinidae	<i>Dissotrocha hertzogi</i> (Hauer, 1939)	phile	+		+	+	+
	Dorydrillidae	<i>Dorydrilus michaelsoni</i> (Piguet, 1913)	phile	+		+	+	+
	Dorydrillidae/Lumbricidae	<i>Dorydrilus/Trichodrilus</i> sp.	phile		+	+	+	+
	Enchytraeidae	<i>Globulidrilus riparius</i> (Bretscher, 1889)	phile		+	+	+	+
		<i>Marionina argentea</i> (Michaelsen, 1889)	phile	+		+	+	+
	Haplotaixidae	<i>Haplotaixis gordioides</i> (Hartmann, 1821)	biont	+			+	+
	Lumbricidae	<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	phile		+	+	+	+
	Lumbriculidae	<i>Stygodrilus heringianus</i> (Claparède, 1862)	phile	+			+	+
		<i>Rhynchlemis limosella</i> (Hoffmeister, 1843)	phile		+	+	+	+
Naididae, Naidinae		<i>Nais comunis</i> (Piguet, 1906)	phile	+			+	+
		<i>Nais elinguis</i> (Müller, 1774)	phile	+		+	+	+
		<i>Nais pseudobitusa</i> (Piguet, 1906)	phile	+			+	+
		<i>Nais variabilis</i> (Piguet, 1906)	phile	+			+	+
		<i>Pristina bilobata</i> (Bretscher, 1903)	phile	+			+	+
		<i>Pristina longiseta</i> (Ehrenberg, 1828)	phile	+			+	+
		<i>Pristina proboscidea</i> (Beddard, 1896)	phile		+	+	+	+
		<i>Pristina sima</i> (Marcus, 1944)	phile			+	+	+
		<i>Uncinatis uncinata</i> (Oersted, 1842)	phile	+	+	+	+	+
		<i>Vejdovskella comata</i> (Vejdovsky, 1884)	phile	+			+	+

Classification	Family	Species	stygo-	<2000	>2019	Lob	DFNP	out
Aphanoneura	Naididae, Tubificinae	<i>Vejdovskella intermedia</i> (Bretscher, 1896)	phile	+			+	
		<i>Linnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparède, 1862)	phile		+	+	+	+
		<i>Potamothrix moldaviensis</i> (Vejdovsky & Mrázek, 1903)	phile	+			+	
		<i>Rhyacodrilus falciformis</i> (Bretscher, 1901)	phile	+			+	
Polychaeta	Aelosomatidae	<i>Aelosoma quaternarium</i> (Ehrenberg, 1828)	biont	+			+	
		<i>Troglochaetus beranecki</i> (Delachaux, 1921)	biont	+	+	+	+	+
		<i>Hauffenia danubialis</i> (Haase 1993)	biont	+	+	+	+	
Gastropoda	Hydrobiidae	<i>Bythiospeum</i> cf. <i>geyeri</i> (Fuchs 1925)	biont	+	+	+	+	
		<i>Achromadora terricola</i> (de Man, 1880)	phile	+	+	+	+	
		<i>Achromadora dubia</i> (Bütschli, 1873)	phile	+			+	
		<i>Paramphidelus uniformis</i> (Thorne, 1939)	phile	+			+	
Nematoda	Alaimidae	<i>Alaimus</i> sp.	phile		+		+	
		<i>Aphanolaimus</i> sp.	phile		+		+	
		<i>Aporcelaimellus obtusicaudatus</i> (Bastian, 1865)	phile	+			+	
		<i>Bastiania gracilis</i> (de Man, 1876)	phile	+			+	
Chromadoridae	Belondriidae	<i>Oxydirus oxycephaloides</i> (de Man, 1921)	phile	+	+	+	+	+
		<i>Chromadorina bioculata</i> (Schulze in Carus, 1857)	phile	+	+	+	+	
		<i>Chromadorita leuckarti</i> (de Man, 1876)	phile	+		+	+	
		<i>Chronogaster</i> cf. <i>typica</i> (de Man, 1921)	phile		+	+	+	
Chronogastridae	Diploscapteridae	<i>Butlerius micans</i> (Pillai & Taylor, 1968)	biont		+			+
		<i>Dorylaimus stagnalis</i> (Dujardin, 1845)	phile	+			+	
		<i>Ethmolaimus pratensis</i> (de Man, 1880)	phile	+			+	
Hemicyclophoridae	Ironidae	<i>Hemicyclophora thienemanni</i> (Schneider, 1925)	phile	+			+	
		<i>Hemicyclophora typica</i> (de Man, 1921)	phile	+			+	
		<i>Ironus longicaudatus</i> (de Man, 1884)	phile	+	+	+	+	
		<i>Ironus tenuicaudatus</i> (de Man, 1876)	phile	+			+	
Monhysteridae	Monhysteridae	<i>Eumonhystera</i> cf. <i>barbata</i> (Andrássy, 1981)	phile				+	
		<i>Eumonhystera dispar</i> (Bastian, 1865)	phile	+	+	+	+	
		<i>Eumonhystera</i> cf. <i>dispar</i>	phile		+	+	+	+
		<i>Eumonhystera filiformis</i> (Bastian, 1865)	phile	+	+	+	+	
			phile				+	

Classification	Family	Species	stygo-	<2000	>2019	Lob	DFNP	out
		<i>Eumonyhystera cf. filiformis</i>	phile		+		+	+
		<i>Eumonyhystera longicaudatula</i> (Gerlach & Riemann, 1973)	phile	+			+	
		<i>Eumonyhystera similis</i> (Bütschli, 1873)	phile	+			+	
		<i>Eumonyhystera simplex</i> (de Man, 1880)	phile	+			+	
		<i>Eumonyhystera vulgaris</i> (de Man, 1880)	phile	+	+		+	+
		<i>Monhystera paludicola</i> (de Man, 1880)	phile	+	+		+	+
		<i>Mononchus truncatus</i> (Bastian, 1865)	phile	+	+	+	+	+
	Mononchidae	<i>Odontolaimus chlorurus</i> (de Man, 1880)	phile	+			+	
	Odontolaimidae	<i>Stenonchulus troglodytes</i> (W. Schneider, 1940)	biont	+			+	
	Onchulidae	<i>Plectus cirratus</i> (Bastian, 1865)	phile	+		+	+	
	Plectridae	<i>Prismatolaimus dolichurus</i> (de Man, 1880)	phile	+	+	+	+	
	Prismatolaimidae	<i>Prismatolaimus intermedius</i> (Bütschli, 1873)	phile	+	+		+	+
		<i>Eudorylaimus carteri</i> (Bastian, 1865)	phile	+			+	
	Qudsianematidae	<i>Brevitobrilus stefanski</i> (Micoletzky, 1925)	phile		+		+	
	Tobrilidae	<i>Epitobrilus allophysis</i> (Steiner, 1919)	phile		+	+	+	
		<i>Epitobrilus busmanni</i> (Altherr, 1958)	phile	+	+		+	
		<i>Neotobrilus diversipapillatus</i> (Daday, 1905)	phile	+			+	
		<i>Neotobrilus breviductus</i> (Loof & Riemann, 1976)	phile	+			+	
		<i>Semitobrilus pellucidus</i> (Bastian, 1865)	phile	+		+	+	
		<i>Tobrilus gracilis</i> (Bastian, 1865)	phile	+	+	+	+	+
	Trichodoridae	<i>Trichodorus primitivus</i> (de Man, 1880)	phile	+			+	
	Tripylidae	<i>Tripyla filicaudata</i> (de Man, 1880)	phile	+	+	+	+	+
		<i>Tripyla glomerans</i> (Bastian, 1865)	phile	+	+	+	+	+
		<i>Trischistoma monohystera</i> (de Man, 1880)	phile	+			+	
	Tylenchidae	<i>Malenchus cf. neosculus</i> (Geraert & Raski, 1986)	phile		+	+	+	
	Xyalidae	<i>Theristus agilis</i> (de Man, 1880)	phile		+			+
		<i>Theristus franzenbergeri</i> (Schiemer, 1984)	biont	+	+			+
		<i>Theristus ruffoi</i> (Andrássy, 1959)	biont	+			+	

in the Lobau, i.e., *Fabaeformiscandona wegelini*, has been recorded also in North America (Marmonier & Ward 1990; Danielopol et al. 1994).

Some species found in the Lobau are regional endemics, as they occur only at other sites within the national park (e.g., at Regelsbrunn, see Fig. 1) or along the Danube Valley in Vienna and Lower Austria. The ostracods *Mixtacandona spandli* (Löffler 1963; Rogulj & Danielopol 1993; Roguli et al. 1993; Danielopol & Pospisil 2001) and *Cryptocandona kieferi danubialis* (Fig. 4) (Namiotko et al. 2005) are such examples. *Mixtacandona laisi vindobonensis* (Löffler 1963) is a subspecies of *Mixtacandona laisi* present in the area and regionally endemic (Tab. 4).

Diplostraca (Cladocera)

Diplostraca, also called Cladocera, are typical members of zooplankton living in surface waters. A considerable number of species are found in open cave waters and may be termed stygophiles. However, stygophile cave Cladocera are not known from Austria. Moreover, a significant fraction of cladocerans are indeed members of benthic communities (Bledzki & Ryba 2016), with a few species that may penetrate into the unconsolidated sediments of the hyporheic zone of streams and rivers as well as into shallow aquifers. The number of cladocerans is estimated to reach 700 worldwide (Smirnov 2014). Negrea & Pospisil (1995) indicated that 20% of the species described could also live in subterranean waters. In groundwater of the Lobau aquifer and the Danube Floodplain National Park, five species were reported from shallow groundwater, i.e., *Acroperus harpae*, *Alona guttata* (Fig. 4), *Alonella nana*, *Biapertura affinis*, and *Chydorus sphaericus* (Negrea & Pospisil 1995). Following the ecological definition of Gibert et al. (1994), these species may be termed 'stygophile', as representatives of occasional or even permanent hyporheobionts. Taking the morphological adaptations of the different species into account (see eyeless specimen of *A. guttata*, Fig. 4.) as well as the frequency of its detection in shallow aquifers, we decided to carry the two species *A. guttata* und *C. sphaericus* into Tab. 4. These two species have also regularly been reported from shallow groundwater and spring waters in other regions (Hrbáček et al. 1978; Schminke 2007c). In addition, in the direct vicinity of surface waters, stygoxene species inhabiting the surface water bodies of the floodplain are regularly found in groundwater samples. Negrea & Pospisil (1995) documented 11 stygoxene species occurring in the Lobau groundwater in low numbers, 4 of them typical planktonic and 7 benthic. None of the stygophile species are endemic to the Danube floodplain. Due to the high number of samples and the different periods of intensive sampling (1971–1980 and 1991–1993), it is very unlikely to find additional stygophile species of Cladocera in groundwater of this area. So far, none of the stygophile cladoceran taxa have been observed in our recent investigations, i.e., starting in the year 2019.

Amphipoda

Already Spandl (1926) regularly collected specimens of *Niphargus* sp. in the area of Vienna from springs at Leopoldsberg and from several wells in Klosterneuburg and Kritzendorf (Fig. 1). Unfortunately, he did not provide species-level identifications. Vornatscher (1938) first mentioned three species of *Niphargus*, i.e., *Niphargus aquilex aquilex*, *N. foreli vornatscheri* and *N. leopoliensis molnari* collected from springs (limnocrenes) in the Lusthauswasser (old backwater of the Danube) in the Prater (Fig. 1). In 1972, Vornatscher presented an extended list of stygobiont amphipods found in Vienna, including *N. aquilex aquilex*,

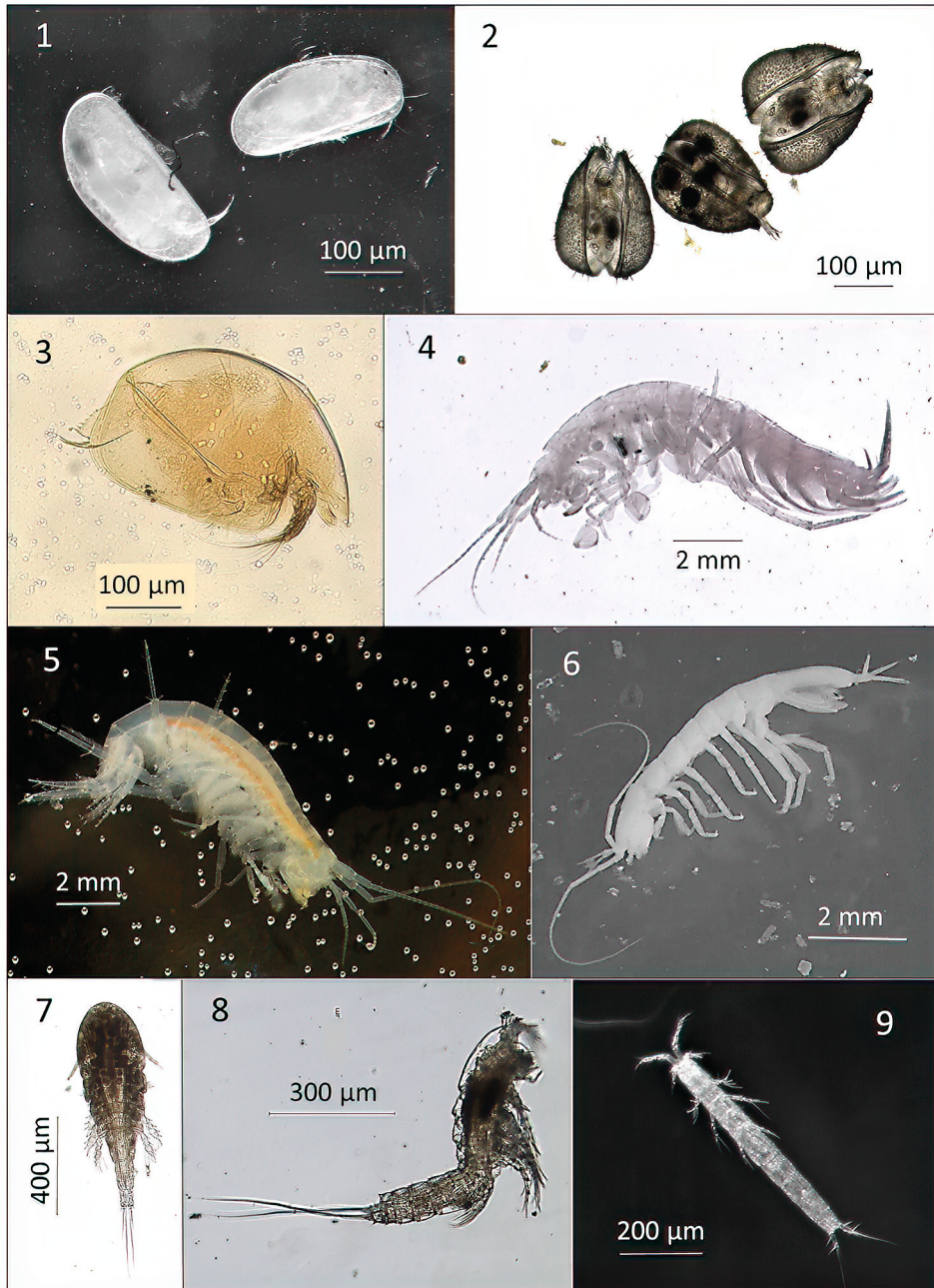


Fig. 4, Abb. 4: 1. *Cryptocandona kieferi danubialis* (Ostracoda; Photo: C. Englisch), 2. *Kovalevskiella elisabethae* (Ostracoda; Photo: S. Gaviria), 3. *Alona guttata* (Cladocera; Photo: S. Gaviria), 4. *Niphargus inopinatus* (Amphipoda; Photo: C. Englisch), 5. *Niphargus caspary* (Amphipoda; Photo: C. Englisch), 6. *Proasellus cavaticus* (Isopoda; Photo: C. Englisch), 7. *Diacyclops danielopoli* (Cyclopoida, Copepoda; Photo: S. Gaviria), 8. *Bryocamptus pygmaeus* (Harpacticoida, Copepoda; Photo: S. Gaviria), 9. *Parastenocaris* sp. (Harpacticoida, Copepoda; Photo: C. Englisch).

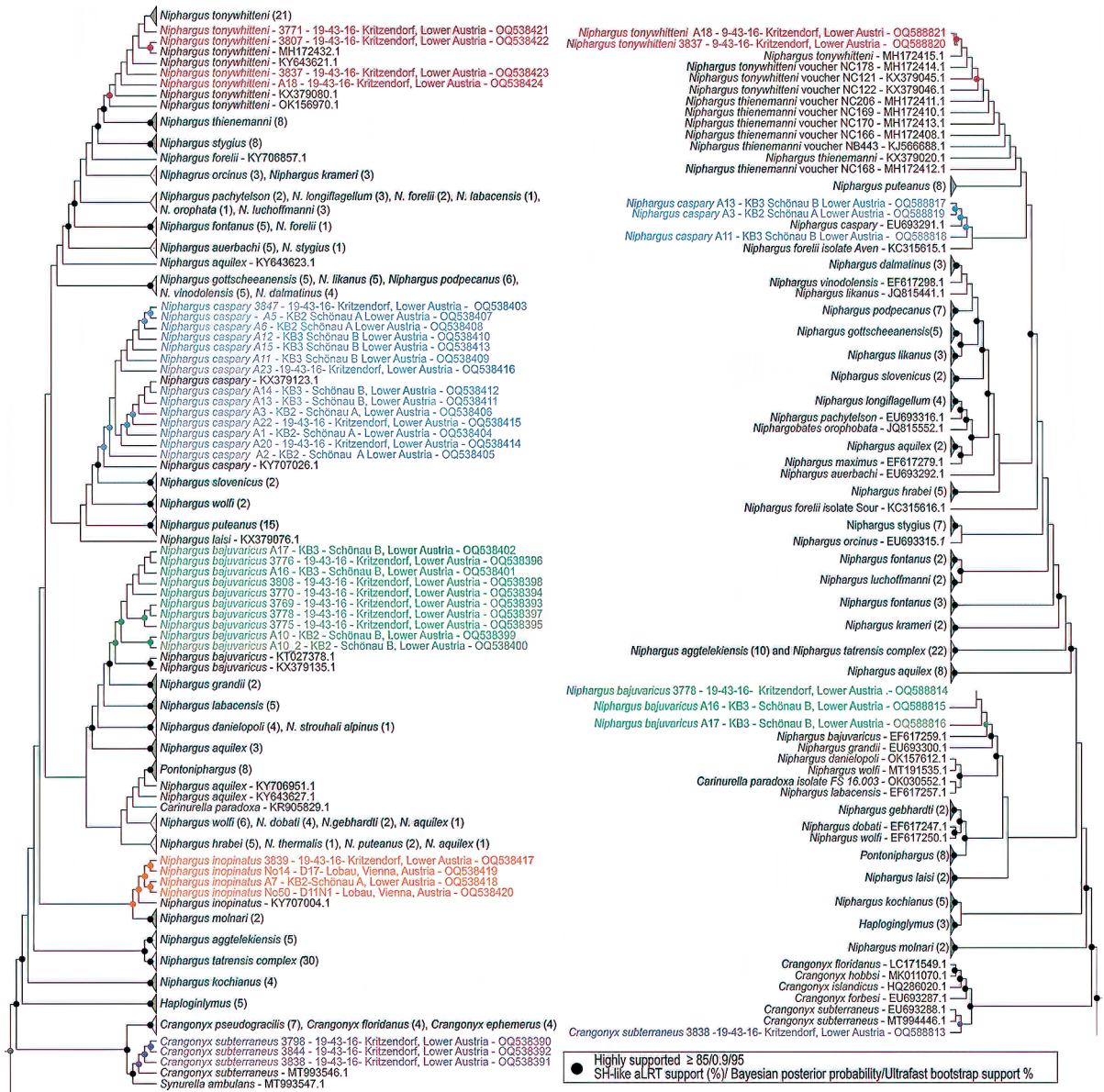


Fig. 5: Phylogenetic tree based on COI (left) and 28S (right) genes for amphipods in groundwater. In color, sequences of specimens collected in the study area are highlighted. – Abb. 5: Phylogenetischer Baum für Grundwasser-Amphipoden basierend auf den Genen für COI (links) und 28S (rechts). Sequenzen aus dem Untersuchungsgebiet sind farblich hervorgehoben.

N. fontanus, *N. inopinatus*, *N. jovanovici bajuvaricus*, *Niphargopsis caspary*, *Crangonyx subterraneus*, *Bogidiella albertimagni*, and a *Niphargellus* species not further determined. New localities herein included the Bisamberg, Prater, Jedlese, Kagran, Klosterneuburg, and Langenzersdorf (Fig. 1). *N. foreli vornatscheri* and *N. leopoliensis molnari*, mentioned by him earlier, are replaced in Vornatscher's more recent review by *N. fontanus* and *N. inopinatus*. The author also mentioned four stygobiont amphipods from the floodplains, without providing detailed localities: *N. inopinatus*, *N. jovanovici bajuvaricus*, *N. caspary*, and *Crangonyx subterraneus*. Very recently, a record of *N. puteanus* (Weber et al. 2020) in the west of Vienna (a spring in Kasgraben, Fig. 1) added another amphipod species to the regional species inventory.

To date, six and seven species, respectively, of amphipods of the family Niphargidae (all in the genus *Niphargus*) have been reported for the area of the Lobau wetland and the Danube Floodplain National Park (Tab. 4). Based on our recent investigations and first molecular analyses, we see clear evidence for the presence of *N. bajuvaricus* (formerly *N. jovanovici bajuvaricus*), *N. caspary* (formerly *Niphargopsis caspary*), and *N. inopinatus* (Fig. 4). These three species are widely distributed in the Danube catchment. *N. caspary* and *N. inopinatus* are found all along the Danube River down to Romania (Schellenberg 1932; Dancău & Căpușe 1959; Karaman 1989; Brad 1999; Andreev 2001). Further records come from the Rhône catchment (Straškraba 1972; Karaman 1982; Dole-Olivier et al. 1994), the upper Rhine valley and the Main catchment (Fuchs 2007), as well as from Switzerland (Altermatt 2019). Their present-day distribution still reflects the extent of the Pleistocene Danube catchment (Fink 1966). Similarly, *N. bajuvaricus* occurs from Bavaria to Romania (Schellenberg 1932; Straškraba 1972; Karaman 1980). There are no records west of Bavaria. If these species are part of a species-complex awaits a molecular evaluation.

One species recently collected in the groundwater of the Lower Lobau, *N. hrabei*, belongs to a group of Niphargidae predominantly found epigeic in surface waters, although they also regularly dwell in groundwater (e.g., Dudich 1941; Karaman 1950; Sket 1981; Meijering et al. 1995; Nesemann 1993; Nesemann et al. 1995). *N. hrabei* is widely distributed in the Danube catchment, ranging from the Black Sea westwards to Austria (Karaman 1932; Dudich 1941; Straškraba 1972; Karaman 1973; Sket 1981; Nesemann 1993; Nesemann et al. 1995; Brad 1999; Balázs et al. 2015). There are recent records from several surface water bodies in the Lower Lobau at Mühleiten, Schöna, Eckartsau, and Witzelsdorf (Nesemann 1993), as well as from a backwater near Klosterneuburg (Nesemann et al. 1995). Our observation from groundwater (A. Fuchs pers. obs.) is based on the morphological determination of only one specimen. It awaits confirmation by the collection of further individuals and molecular analysis.

Some of the records from the past, i.e., *N. aquilex aquilex*, *N. foreli vornatscheri* (now *N. foreli* and *N. vornatscheri*), *N. cf. kochianus*, *N. leopoliensis molnari* (now *N. leopoliensis* and *N. molnari*), *N. stygius*, and *N. tatrensis* (Vornatscher 1972; Pospisil 1994a; Danielopol & Pospisil 2001) are in need of confirmation (Tab. 4). Although none of these species could be collected in the past three years of research in the Lobau area, we cannot exclude the occurrence of at least some of them. For example, records for *N. aquilex* come from Burgenland, Lower Austria, Salzburg, and Styria (Vornatscher 1965). Moreover, as it happened with *N. tatrensis*, which was found to be a large complex of closely related species (Fišer et al. 2010; Stoch et al. 2020), we expect some major changes to the list of stygobiont amphipod species after a molecular re-examination. For *N. fontanus*, records are known from

the Danube floodplains of Lower Austria, and the provinces of Upper Austria, Salzburg, and Vorarlberg (Priesel-Dichtl 1959; Vornatscher 1965). Recently, evidence was provided that specimens classified as *N. fontanus* may be *N. tonywhitteni* (Weber 2023). This is interesting because our molecular analysis of two specimens from Kritzensdorf that could not be determined with certainty based on morphological criteria clustered to sequences of *N. tonywhitteni* (Fig. 5). This species was described as new to science only recently, and was found in Lower Austria, Upper Austria, and Tyrol (Fišer et al. 2018). It has been also recorded several times in the northern half of Switzerland (Alther & Altermatt 2021) and southern Bavaria (Fišer et al. 2018, Weber et al. 2023).

Besides representatives of the Niphargidae, one species of the family Crangonyctidae, i.e. *Crangonyx subterraneus*, is regularly collected in the area of the national park and is also found in the shallow aquifer of the Danube west of Vienna (e.g. in Kritzensdorf) (Tab. 4). The genus *Crangonyx* shows a holarctic distribution with the core area in North America that harbors most *Crangonyx* species (Zhang & Holsinger 2003). For the palaearctic, only a few species are currently known. *C. subterraneus* – reported from Great Britain, France, Germany, Switzerland, Poland, and the Czech Republic – is the most widely distributed species (Schellenberg 1942; Dole-Olivier et al. 1994; Schminke 2007a; Altermatt et al. 2019; Weber et al. 2021).

A very recent sample from the bank sediments of the River Danube at Kritzensdorf contained one specimen of *Bogidiella* cf. *albertimagni*, family Bogidiellidae (Tab. 4). As mentioned above, this species was already found by Vornatscher (1972) in a well in the Prater (Fig. 1). *B. albertimagni* is widely distributed in Europe, but always rare. Records are currently known from France (Hertzog 1933), Germany (Fuchs 2007), Italy and the Balkans. For the latter region, a number of new congeneric species have been described in recent decades (Karaman 1989, Koenemann et al. 1998). Considering the early records at different sites in Vienna (Vornatscher 1972), the species may also be expected to occur in the shallow aquifer of the Danube Floodplain National Park. The recent record of *B. cf. albertimagni* is so far based on a single specimen. Further collection and molecular examination could lead to a reliable determination of the species.

Isopoda

The majority of freshwater isopod species in Europe are stygobiont. As with the amphipods, their core distribution area encompasses the Mediterranean karst and the Balkans. For Austria, to date only taxa of the families Asellidae and Microparasellidae are known. This latter group is represented by the stygobiont taxon *Microcharon* sp. which was recorded only once in groundwater of the river Piesting alluvial aquifer, at Moosbrunn (Fig. 1) in Lower Austria (Danielopol 1976b). All other stygobiont species belong to the genus *Proasellus* (Asellidae), formerly included in the genus *Asellus*. An early investigation within the Vienna city limits (Vornatscher 1938) yielded *Asellus cavaticus*, collected in limnocrenes of the Lusthauswasser in the Prater (Fig. 1). On the basis of this material Karaman (1955) described *Asellus cavaticus strouhali*. Henry (1976) elevated this taxon to a full species, *Proasellus strouhali*. In the meantime, the status of *P. strouhali* was confirmed by genetic analysis (Eme et al. 2013). In his review of groundwater ecological research in Vienna, Vornatscher (1972) mentioned another stygobiont isopod, *Asellus slavus vindobonensis*, observed at different spots in Vienna including Floridsdorf, Jedlese, Kaisermühlen, Kagan,

and the Prater (Fig. 1). Also in this case, the generic affiliation of the stygobiont species was later changed to *Proasellus*. Karaman (1955) and Strouhal (1958) had described two subspecies of *Proasellus slavus*, i.e., *P. slavus salisburgensis* (occurring in the eastern part of Austria) and *P. slavus salisburgensis* (occurring in the western part). The morphological discrimination of these two subspecies and *P. slavus slavus* is very difficult (Strouhal 1958).

For the Danube floodplains of the national park, besides the epigeic species *Asellus aquaticus*, so far three species of *Proasellus* have been reported, i.e., *Proasellus cavaticus*, *P. slavus vindobonensis* and *P. strouhali* (Tab. 4). While the review of Pospisil (1994a) lists *P. slavus* and *P. strouhali* for the Lower Lobau area, the compilation of Danielopol & Pospisil (2001) lists the two subspecies mentioned above, i.e., *P. slavus vindobonensis* (Fig. 4) and *P. strouhali strouhali* for the Danube Floodplain National Park. The presence of *P. cavaticus* is unclear. Based on morphological analysis, our recent investigations provided evidence for the frequent occurrence of *P. cavaticus* in the Danube floodplains. Unfortunately, our first attempt of a molecular analysis of a few putative specimens of *P. cavaticus* failed. On the other hand, our analyses provided further evidence for the occurrence of *P. slavus vin-*

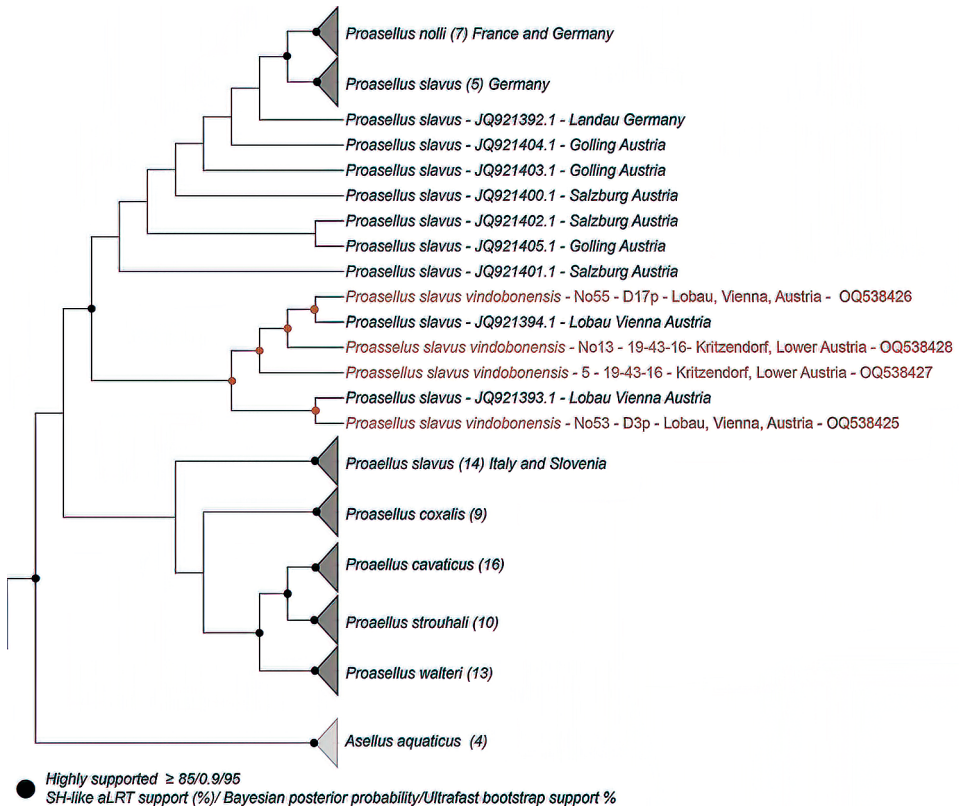


Fig. 6: Phylogenetic tree based on the COI genes for groundwater isopods. In red, sequences of specimens collected in the Lower Lobau and Kritzensdorf are highlighted. The epigeic species *Asellus aquaticus* is used as outgroup. – Abb. 6: Phylogenetischer Baum für Grundwasser-Isopoden basierend auf COI. Sequenzen aus dem Untersuchungsgebiet sind farblich hervorgehoben. Die epigäische Art *Asellus aquaticus* dient als Außengruppe.

dobonensis. The extremely limited number of sequences, i.e., 4*COI (Fig. 6), does not allow a final conclusion. However, in the near future, a systematic evaluation will shed light on the species richness of stygobiont isopods in Vienna, the Lobau and the entire Danube Floodplain National Park.

Syncarida

Syncarids are a phylogenetically ancient group of crustaceans known since the Carboniferous. In Europe, two families of the order Bathynellacea, namely Bathynellidae and Parabathynellidae, have been recorded (Camacho et al. 2018). This group of stygobionts is hardly studied. With the exception of Spain, its species richness and geographic distribution in Europe are insufficiently understood due to a lack of taxonomic expertise.

Three species are so far scientifically recorded for Austria, i.e., *Bathynella vindobonensis* and *Bathynella natans*, as well as *Antrobathynella stammeri*. *Antrobathynella stammeri* is recorded from sediments of a tributary of the river Ötztaler Ache (Husmann 1973) and in sediments of the Mur River near the city of Murau (Kirchengast 1981). Based on only 2 males and 3 females collected from a large well near the Alte Donau (a Danube backwater in the city of Vienna) in 1973, the new species *B. vindobonensis* was described by Serban (1989). This *locus typicus* is very close to the Danube Floodplain National Park. We may therefore expect *B. vindobonensis* to occur also within the area of the national park. Since the original species description of *B. natans* (Vejdovsky 1882) was not very detailed, early records of bathynellids in Austria were all classified as *B. natans* (Husmann 1964; Schminke 2007b), as is true for the specimens collected in the Prater (e.g., Vornatscher 1972). Looking at the records of other genera, we may expect more than one bathynellid species for Austria and the Danube Floodplain National Park. For example, *Antrobathynella stammeri* is reported from the British Isles as well as from Romania (Sterba 1963; Serban & Geldhill 1965; Husmann 1973). Three species of the genus *Parabathynella* (Parabathynellidae) are known from the Rhine and Danube catchment in Southern Germany (Fuchs et al. 2012; Cho unpubl.). Further species of this genus have been reported from Slovakia (Juberthie & Decu, 2001), Serbia (Chappuis 1926), and Romania (Serban & Dancau 1963). Danielopol (1976b) reported specimen of Parabathynellidae from the cities Moosbrunn (Fig. 1) and Baden in Lower Austria, close to Vienna. A current project ('Heat below the city') exploring the shallow groundwater in the city of Vienna revealed bathynellids from several wells. Moreover, recent investigations in the river Mur valley, Styria, indicated that Bathynellacea might be not uncommon in shallow alluvial aquifers. The collected specimens are awaiting a closer determination.

Copepoda

Of more than 2,800 species of freshwater copepods known worldwide (Boxshall & Defaye 2008), 500 species are recorded for Europe (WoRMS 2022). Copepods are the most abundant groundwater invertebrates and are represented by around 1,000 species and subspecies worldwide (Galassi et al. 2009). More than half of the European species are stygobiont and many others are stygophile. The majority belong to the orders Cyclopoida and Harpacticoida. Early records of stygobiont and stygophile copepods from groundwater in the area of Vienna are published in Kiefer (1964) and Vornatscher (1972). *Acanthocyclops venustus*, *A. sensitivus*, *Austriocyclops vindobonae*, and *Diacyclops* cf. *languidoides* are reported from several sites within the city limits of Vienna, i.e., the Prater and Kagran. To date, 13 stygobiont and 3 stygophile cyclopoid species as well as 4 stygobiont and 4 stygophile har-

pacticoid species are recorded for groundwater of the Lobau wetland. For the area of the Danube Floodplain National Park one stygobiont cyclopoid and one harpacticoid species can be added (Tab. 2, Tab. 4).

Among the stygobiont species recorded in groundwater of the Lobau, *Diacyclops languidoides* has an holarctic distribution, *Diacyclops disjunctus* is palaearctic, and *Eucyclops graeteri* is known from Europe (Gaviria 1998). Prior to 1999, *D. languidoides* was referred as *D. aff. languidoides* or *D. sp. gr. languidoides*. In 1999, two species, i.e., *D. danielopoli* and *D. felix*, belonging to the *D. languidoides* species complex, were described (Pospisil & Stoch 1999). Still, it is assumed that the *D. languidoides* species complex may consist of different cryptic species that await detailed examination. *D. languidoides goticus* is known from the basin of the Triesting river (Stoch & Pospisil, 2000), but has so far not been found in groundwater of the Lobau. *D. cohabitatus* has also been reported from Ukraine and the eastern Carpathian range (Gaviria et al. 2002; Dussart & Defaye 2006; Defaye & Dussart 2011).

Within the genus *Acanthocyclops*, the species *A. gmeineri*, *A. kieferi*, *A. rhenanus* and *A. sensitivus* are stygobiont, while *A. venustus* is stygophile. The stygophile species *Acanthocyclops venustus* is widespread throughout Europe and Russia (Dussart & Defaye 2006). *A. sensitivus* (Austria, Belgium, France, Germany, Great Britain, Switzerland, former Yugoslavia) and *A. kieferi* (Germany, Austria, Italy, Spain, Northern Macedonia) are widely distributed in Europe, while *A. rhenanus* was known until 1998 only from Germany and the Seewinkel in Austria (Gaviria 1998). *Acanthocyclops gmeineri* is endemic to the Lobau and the adjacent Marchfeld. Other endemic species of the region are *Diacyclops danielopoli* and *D. felix* (Lobau and Haslau) (Danielopol et al. 2006; Pospisil 1989; Pospisil & Stoch 1999). *Austriocyclops vindobonae* is a regional endemic species known from Traismauer (Lower Austria), a well in Kagran, and from the Lobau (Kiefer 1964; Vornatscher 1972; Pospisil & Stoch 1997; Gaviria 1998). The stygophile species *Paracyclops fimbriatus* and *Epactophanes richardi* found in the Lobau have a cosmopolitan distribution (Gaviria 1998).

Among the harpacticoid copepods recorded, the distribution of seven species (*Fontinalis caris fontinalis fontinalis*, *Horstkurtcaris nollis*, *Graeteriella laisi*, *G. unisetigera*, *Nitocrella hirta hirta*, *Parastenocaris germanica*, and *Proserpinicaris phyllura*) is limited to Europe.

The ameirid *Nitocrella hirta hirta* collected in Regelsbrunn and *N. hofmilleri* collected in Schönau are both stygobionts. The latter find was the second record of *N. hofmilleri* in Austria and worldwide. The species was previously known only from a well in the province of Salzburg (Janetzky et al. 1996). *Bryocamptus pygmaeus* has a palaearctic distribution, and is present in surface and groundwaters (Dussart 1967). After a report of the species in a brook near Lunz am See (Kowarc pers. comm.), this is the second report of the species in Lower Austria.

We may expect the discovery of further copepod species in the coming years. For example, a species of the harpacticoid genus *Moraria* was recently found in the interstitial sediments of the river Danube at Kritzendorf, upstream of Vienna (Gaviria pers. obs. 2019). The species *Moraria glitzae* was described few years ago from groundwater near the Salzach river, a tributary of the Inn River, which is itself a tributary of the Danube (Gaviria & Defaye 2017). Most species of the genus *Moraria* known from Central Europe live in mosses and semiterrestrial habitats, but some have been reported from subterranean habitats, i.e., *M. brevipes*, *M. poppei*, *M. mrázeki* and *M. fontinalis* (Schminke 2007d). Schminke further ar-

gues that *M. varica* has being found almost exclusively in groundwater. The species from Kritzendorf still awaits identification or description.

Important to mention, some ... changes have occurred in the nomenclature. Within the parastenocaridids, three species originally placed into the genus *Parastenocaris* have been assigned to different genera: *Horstkurtcaris noll*, *Fontinalicaris fontinalis fontinalis*, and *Proserpinicaris phyllura* (Schminke 2010; Karanovic & Lee 2012).

Acari

Among the Arachnida, mites have made their way into surface freshwaters but also into subsurface waters. The water mites worldwide comprise more than 6,000 species, i.e. 5,000 species of Hydrachnidia and 1,000 species of Halacaroida (Gerecke 2007). Within the 1,000 species of water mites described for Europe, there are more than 100 species that dwell in groundwater. If there are strictly stygobiont species among these is under discussion. Some experts assume that all mites in groundwater are merely stygophile. Indeed, many species sampled from groundwater are also regularly found in surface waters or soils. Among the mites found in freshwater environments, some are ectoparasitic while others are predatory (Martin 2008). However, hardly anything is known about their autecology. For groundwater of the Lobau and the Danube Floodplain National Park four species of the family Halacaridae are documented, i.e., *Lobohalacarus weberi*, *Parasoldanellonyx parviscutatus*, *Soldanellonyx monardi*, all three classified as stygophile, and *Soldanellonyx chappuisi*, a stygobiont species (Tab. 4). Of *Lobohalacarus weberi*, the species list by Pospisil (1994) contains two subspecies, i.e., *L. weberi weberi* and *L. weberi quadriporus*.

During the construction of the subway tunnel at Stephansplatz in Vienna, in 1976 D.L. Danielopol collected mites in temporarily accessible groundwater outcrops in excavation pits. The samples contained five species of the genus *Schwiebea*, with two known species (*S. ruiensis* and *S. talpa*) and three new species later described by Fain (1982), i.e., *Schwiebea aquatilis*, *S. danielopoli* and *S. subterranean*. According to Wurst (2006), these 'new' species are synonyms of already known species recorded from both phreatic and moist terrestrial habitats, i.e., *S. cavernicola*, *S. eurynympha*, and a species of the *Schwiebea nova* complex. Moreover, *Schwiebea ruiensis* is synonym to *S. schmuttereri* (Wurst 2006). Specimen of *Schwiebea* collected from groundwater in the national park have unfortunately never been determined to species level. The samples of D.L. Danielopol also included a trombidiform mite, viz. the hyporheobiont, Central European *Stygothrombium chappuisi* (Fig. 5).

In general, mites collected in groundwater are rarely examined by taxonomists nor sequenced. There is a clear lack of experts in this field of research and therefore the real diversity of water mites dwelling in groundwater remains largely unknown.

Insecta

In subsurface waters insect larvae are regularly found in shallow aquifers. Among these there are typical representatives of the macrozoobenthos, i.e., larvae of Diptera, Plecoptera, and Ephemeroptera. However, these animals cannot complete their entire life cycle in groundwater, however, some can be considered stygophile (e.g. Stanford et al. 1994). There are also stygobiont representatives among the Coleoptera. For Europe, five stygobiont beetles from the family Dytiscidae have been described from France, Spain, Italy, and Portugal. On other continents, especially in Australia, stygobiont beetles (Coleoptera) are regular members of groundwater fauna and exhibit an extraordinarily high diversity (Leys

Tab. 4: List of stygobiont (biont), stygophile (phile), stygoxene (xene) crustaceans, Acari, and Insecta in groundwater of the Lobau (Lob) and the Danube Floodplain National Park (DFNP), divided into records prior to the year 2000 (<2000) and recent findings (>2019). Taxa recorded from Vienna and areas adjacent to the national park are listed in column 'out'. Uncertain taxonomic status and/or occurrence of taxa recorded in the past are indicated in red. For more detailed information, see text. – Tab. 4: Zusammenstellung aller stygobionten (-biont) und stygophilen (-phile) Vertreter aus den Großgruppen Crustacea, Acari, und Insecta im Grundwasser der Lobau und des Donau-Auen Nationalparks (DFNP), untergliedert in Nachweise vor dem Jahr 2000 (<2000) und aktuelle Nachweise (>2019). Nachweise von Taxa in Wien und Umgebung, aber außerhalb des Nationalparks, sind in der Spalte 'out' vermerkt. Für detailliertere Informationen siehe Text.

Classification	Family	Species	stygo-	< 2000	>2019	Lob	DFNP	out
Ostracoda	Candonidae	<i>Candona candida</i> (O.F. Müller, 1776)	phile	+		+	+	+
		<i>Candona neglecta</i> (Sars, 1887)	phile	+		+	+	
		<i>Candonopsis kingslei</i> (Brady & Robertson, 1870)	phile	+		+	+	
		<i>Cryptocandona kieferi danubialis</i> (Namionko et al., 2005)	biont	+	+	+	+	+
		<i>Fabaeformiscandona wegelini</i> (Petkovski, 1962)	biont	+	+	+	+	
		<i>Mixtacandona laisi vindobonensis</i> (Löffler, 1963)	biont	+		+	+	+
		<i>Mixtacandona spandli</i> (Rogulj & Danielopol, 1993)	biont	+		+	+	
		<i>Pseudocandona albicans</i> (Brady, 1864)	phile	+	+	+	+	+
		<i>Pseudocandona lobipes</i> (Hartwig, 1900)	phile	+	+	+	+	
		<i>Thyphlocypris eremita</i> s.l. (Vejdovsky, 1882)	biont	+		+	+	
		<i>Thyphlocypris szoezi</i> (Farkas, 1958)	biont	+		+	+	
		<i>Psychrodromus fontinalis</i> (Wolf, 1920)	phile	+				+
		<i>Darwinula stevensoni</i> (Brady & Robertson, 1870)	phile	+		+	+	
		<i>Kovalevskiella elisabethae</i> (Gaviria, 2022)	biont	+	+	+	+	+
Diplostroaca	Chydoridae	<i>Lymnocythere inopinata</i> (Baird, 1843)	phile	+		+	+	
		<i>Alona guttata</i> (Sars, 1862)	phile	+		+	+	
		<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller, 1776)	phile	+		+	+	
Amphipoda	Bogidiellidae	<i>Bogidiella</i> cf. <i>albertimagni</i> (Hertzog, 1933)	biont		+		+	
		<i>Crangonyx subterraneus</i> (Spence Bate, 1859)	biont	+	+	+	+	
		<i>Niphargus aquilex</i> s.l. (Schiödt, 1855)	biont	+	+			+
		<i>Niphargus bajuvanicus</i> (Schellenberg, 1932)	biont	+	+	+	+	

Classification	Family	Species	stygo-	< 2000	> 2019	Lob	DFNP	out
Isopoda	Asellidae	<i>Niphargus caspary</i> (Pratz, 1866)	biont	+		+	+	
		<i>Niphargus hrabei</i> (S. Karaman, 1932)	phile	+	+	+	+	
		<i>Niphargus inopinatus</i> (Schellenberg, 1932)	biont	+	+	+	+	+
		<i>Niphargus giovanovici</i> (S. Karaman, 1931)	biont	+				+
		<i>Niphargus cf. kochianus</i> (Spence Bate, 1859)	biont	+		+	+	
		<i>Niphargus puteanus</i> (Koch, 1836)	biont		+			+
		<i>Niphargus tatrensis</i> s.l. (Wrzesniewsky, 1888)	biont	+		+	+	
		<i>Niphargus vornatscheri</i> (Schellenberg, 1934)	biont	+				+
		<i>Proasellus cavaticus</i> (Leydig, 1871)	biont	+	+	+	+	+
		<i>Proasellus slavus vindobonensis</i> (Karaman, 1955)	biont	+	+	+	+	
Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Proasellus strouhali strouhali</i> (Karaman, 1955)	biont	+	+	+	+	
		<i>Microcharon</i> sp. (Karaman, 1934)	biont	+				+
		<i>Acanthocyclops gmeineri</i> (Pospisil, 1989)	biont	+	+	+	+	
		<i>Acanthocyclops kieferi</i> (Chappuis, 1925)	biont	+			+	
		<i>Acanthocyclops rhenanus</i> (Kiefer, 1936)	biont	+		+	+	
		<i>Acanthocyclops sensitius</i> (Graeter & Chappuis, 1914)	biont	+	+	+	+	+
		<i>Acanthocyclops venustus</i> (Norman & Scott, 1906)	phile	+	+	+	+	+
		<i>Austriocyclops vindobonae</i> (Kiefer, 1964)	biont	+		+	+	+
		<i>Diacyclops cohabitatus</i> (Monchenko, 1980)	biont	+		+	+	
		<i>Diacyclops danielopoli</i> (Pospisil & Stoch, 1999)	biont	+	+	+	+	
Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Diacyclops disjunctus</i> (Thallwitz, 1927)	phile	+		+	+	
		<i>Diacyclops felix</i> (Pospisil & Stoch, 1999)	biont	+		+	+	
		<i>Diacyclops languidoides</i> (Lilljeborg, 1901)	biont	+		+	+	+
		<i>Diacyclops languidoides goticus</i> (Kiefer, 1931)	biont	+		+	+	+
		<i>Diacyclops</i> sp. gr. <i>languidoides</i>	biont	+		+	+	+
		<i>Eucyclops graeteri</i> (Chappuis, 1927)	biont	+	+	+	+	
		<i>Graeteriella laisi</i> (Kiefer, 1936)	biont	+	+	+	+	
		<i>Graeteriella unisetigera</i> (Graeter, 1908)	biont	+		+	+	

Classification	Family	Species	stygo-	<2000	>2019	Lob	DFNP	out
Harpacticoida	Ameiridae	<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	phile	+		+	+	
		<i>Nitocrella hirta hirta</i> (Chappuis, 1924)	biont	+		+	+	+
		<i>Nitocrella hofmilleri</i> (Brehm, 1953)	biont		+		+	
	Canthocamptidae	<i>Elaphoidella gracilis</i> (Sars, 1863)	phile	+		+	+	
		<i>Bryocampus</i> cf. <i>rhaeticus</i>	phile		+	+	+	
		<i>Epactophanes richardi</i> (Mrázek, 1893)	phile	+		+	+	
		<i>Moraria</i> sp.	phile/biont		+			+
		<i>Fontinalicaris fontinalis fontinalis</i> (Schnitter & Chappuis, 1915)	biont	+		+	+	
		<i>Horstkurtaris noli noli</i> (Kiefer, 1960)	biont	+		+	+	
Syncarida	Parasitenocarididae	<i>Parasitenocaris germanica</i> Kiefer, 1936	biont	+		+	+	
		<i>Proserpinicaris phyllura</i> (Kiefer, 1938)	phile	+		+	+	
		<i>Bathynella vindobonensis</i> (Serban, 1989)	biont	+		+		+
		<i>Parabathynella</i> sp. (Noodt, 1965)	biont	+				+
		<i>Schwiebea cavernicola</i> (Vitzthum, 1932)	phile	+				+
Acari	Parabathynellacea	<i>Schwiebea euryynympha</i> (Oudemans, 1911)	phile	+				+
		<i>Schwiebea</i> sp. gr. <i>nova</i> (Oudemans, 1906)	phile	+				+
		<i>Schwiebea schmuttereri</i> (Türk & Türk, 1957)	phile	+				+
		<i>Schwiebea talpa</i> (Oudemans, 1916)	phile	+				+
		<i>Schwiebea</i> sp.	phile	+	+	+	+	
	Halacaridae	<i>Lobohalacarus ueberi</i> (Romijn & Viets, 1924)	phile	+		+	+	+
		<i>Parasoldanellonyx parviscutatus</i> (Walter, 1917)	phile	+	+	+	+	
		<i>Soldanellonyx chappuisi</i> (Walter, 1917)	biont	+	+	+	+	+
		<i>Soldanellonyx monardi</i> (Walter, 1919)	phile		+	+	+	
		<i>Stygothrombium chappuisi</i> (Walter, 1947)	phile	+				+
Insecta	Stygothrombidae	<i>Cyphon palustris</i> (Thomson, 1855)	phile	+		+	+	
	Scirtidae			+				

et al. 2003; Watt & Humphreys 2003; Humphreys 2008; Watts & Humphreys 2009). They belong to the families Dytiscidae, Noteridae, Hydrophilidae and Elmidae.

At investigation Area 1 (site C) in the Lower Lobau, larvae of the marsh beetle *Cyphon palustris* (fam. Scirtidae) are regularly found in the shallow aquifer down to several meters below the groundwater table. It appears that the larvae actively migrate into the sediments and into groundwater at the banks of surface waters (Klausnitzer & Pospisil 1991). It is not yet understood how the larvae, which depend on atmospheric oxygen, can migrate such long distances into the water saturated sediments and stay there for such a long time. Moreover, once every few years these marsh beetles show a mass development with several hundred beetle larvae occasionally collected from one single well, while in the following years they are hardly found (Klausnitzer 2008). The rhythm of these mass developments is unknown. In our inventory, *C. palustris* is classified stygophile.

Red list species

Difficulties associated with the morphological determination of many groups of stygobiont invertebrates (e.g., amphipods), the lack of reliable determination keys, and the lack of taxonomic experts are reasons for the limited number of groundwater species included in Red Lists. The global red list contains 10 amphipod species (all fam. Niphargidae) considered as ‘endangered’ (Baillie & Groombridge 1996). None of the species occurring in the Danube Floodplain National Park are in the world red list. The red list of Bavaria, Germany, currently includes three species considered extinct or lost, among them *Cragonyx subterraneus* and *Niphargus caspary*, both occurring in the Danube Floodplain National Park. Moreover, the Bavarian red list ranks *N. inopinatus*, a species abundant in the Danube national park, as close to extinction. A similar status has *N. bajuvaricus*, which is a persistent member of the groundwater amphipod community of the national park. With the status ‘at high risk’, the Bavarian red list mentions *N. hrabei*. Studies by Nesemann revealed *N. hrabei* to occur in several backwaters of the Danube (Nesemann 1993, Nesemann et al. 1995). A current sample from the Lobau provided evidence for the occurrence of *N. hrabei* also in shallow groundwater. For the German province Saarland, *N. kochianus* is listed as ‘extinct’ (Weber & Flor 2019), a species that was recorded in the Danube flood plain some time ago (Pospisil 1994a). In France, seven *Niphargus* species are listed at risk, two are potentially at risk, and 14 species are not endangered, among the latter *N. kochianus* (Allanic 2012). No stygobiont or stygophile amphipods, other crustaceans, or worms (annelids, nematodes, turbellarians) are in the red list of Austria so far. As an exception, most hydrobioid gastropods inhabiting springs and groundwater habitats in Austria are threatened to varying degrees; *Hauffenia danubialis* and *Bythiospeum geyeri* are both considered “endangered” according to the Red List of Austrian Molluscs (Reischütz & Reischütz 2007).

Discussion

Knowledge on groundwater biodiversity is growing at an increasing rate. However, it lags behind compared to the state of biodiversity research of surface aquatic ecosystems. This is not surprising. Although studies addressing subterranean aquatic environments started long ago (see Racovitza 1907; Spandl 1926; Chappuis 1927, and references therein), groundwater systems are generally out of sight, often difficult to access, and rarely

perceived as habitats hosting a specialized and diverse biota by the general public. Their inhabitants are mostly small-sized and inconspicuous, lacking charismatic flagship species that help raising public awareness on the important contribution of subterranean biological communities to societally relevant ecosystem goods and services (Griebler & Avramov 2015). Finally, within the scientific community, there is a lack of taxonomists for many groups of groundwater fauna and a lack of useful identification keys. It is assumed that groundwater fauna has a significant, yet largely underestimated share in the global freshwater biodiversity (Malard 2022). It is important to keep in mind that a location or region needs to be repeatedly sampled for a reliable assessment of groundwater biodiversity. These efforts have been directed to only a limited number of habitats so far, many of which achieved the status of a 'biodiversity hotspot' (Culver & Sket 2000; Pipan et al. 2021). In other words, the detection of 'biodiversity hotspots' may largely reflect the dedication put into sampling the local groundwater biotas. In the past, single-site species richness (α -diversity) was often considered a minor component of overall species richness (γ -diversity) (Gibert & Deharveng 2002). However, this was mainly shown for karst and cave habitats with extremely small distribution areas of most cave specialists (Culver et al. 2006; Malard et al. 2009; Zagmajster et al. 2014). The current ranking of subterranean biodiversity hotspots (Culver et al. 2021) contains 22 caves distributed all over the world. These authors state: "There may be additional non-cave subterranean sites, particularly in hyporheic habitats, but these data have for the most part not been assembled into species lists for individual sites. In addition, there is the difficulty in deciding what constitutes a single site, is it just one Bou-Rouch pump site or a stream reach (e.g., a riffle)?" We agree that defining a 'site' in an alluvial aquifer is difficult. However, we can describe the local and regional species richness, with α -diversity referring to a single sampling point (i.e., groundwater observation well, piezometer or natural spring), and γ -diversity referring to the region of habitat type (e.g., the Lobau wetland or the Danube Floodplain National Park). With >650 km of surveyed passageways, the Mammoth Cave system (Kentucky, U.S.) is the largest subterranean biodiversity hotspot, home to 17 stygobiont species (Niemiller et al. 2021), listed as a single site in Culver et al. (2021). The Lobau and The Danube Floodplain National Park, in focus of our current groundwater fauna inventory, have a longitudinal extension of about 10 km and 40 km, respectively, thus being considerably smaller in size. When focusing on stygobiont species only, eight sites in the list of Culver et al. (2021), including five anchialine or deep phreatic sites, two sites in the Dinaric karst, and one site in the Cantabrian Mountains of Spain, harbor more than 35 stygobiont species. A richness of such magnitude has been reported for the shallow alluvial aquifer of the Danube Floodplain National Park by Danielopol & Pospisil as early as 2001.

The alluvial sediments of a riverine aquifer are extremely heterogeneous. In floodplain aquifers like those of the Danube in the Vienna Basin, the sandy gravels are interbedded with well sorted gravel and layers or lenses of silt and clay. These reflect the history of fluvial deposition and form an anisotropic geologic formation that generates spatially and temporally heterotrophic and dynamic environmental conditions. There is evidence that groundwater fauna, and in particular stygobiont species, accumulate along the alluvial valleys of large rivers like 'beads on the string' (Creuzé des Châtelliers 1991; Danielopol et al. 1997; Ward and Voelz 1997; Ward et al. 1998). Groundwater biodiversity in riverine alluvial aquifers has received considerably less attention compared to karstic and cave environments, with a few exceptions. The alluvial aquifers and floodplains of the Rhône, the Rhine, the

Main, and in particular the Danube River are regions of high hypogean biodiversity (Noll & Stammer 1953; Dole-Olivier et al. 1994; Pospisil 1994a; Steenken 1998). Further examples are found in North America, i.e., the Flathead River in Montana (Stanford et al. 1994) and the South Platte River in Colorado (Ward & Voelz 1994).

The area of the Danube Floodplain National Park in eastern Austria holds a transitional position in Central Europe with regard to climatic, geomorphologic, botanical, and zoological factors. This applies also to groundwater: species with their main distribution in western and eastern Europe meet and coexist in this area (Danielopol 1976a; Pospisil 1989). Most studies on groundwater fauna in the Danube Floodplain National Park concentrated on the Lobau wetland, located almost entirely within the city limits of Vienna. With the incisive regulation of the Danube River (1869–1875) in the Vienna region, the Lobau has been truncated to a large extent from the Danube main channel and its hydrological dynamics. In the natural state, alluvial aquifers are highly interactive with contiguous surface waters (Stanford and Ward, 1988; Gibert et al. 1990; Vervier et al. 1992). Today the Upper Lobau is an urban recreation area, artificially donated with surface water to maintain at least partly its wetland character. The Lower Lobau, the more natural part, currently suffers from water shortage and sinking groundwater levels with increasing intermittency of originally perennial surface waters. Danube floods can enter the Lobau floodplain only at high river levels as backflow via a watergate from downstream at Schönaue (Fig. 1). Further downstream, the Danube floodplains are in a more natural state, communicating with the river. For more than three decades, projects tackle the re-connection of individual wetland backwaters and floodplain areas with the main river channel (e.g., Tockner et al. 1998; Schiemer et al. 1999). However, groundwater fauna studies in these areas are rare.

Our inventory for the Danube Floodplain National Park, and the Lobau area in particular, revealed 44 stygobiont and 93 stygophile invertebrate species. The higher groundwater fauna richness in the Lower Lobau, as compared to the Upper Lobau and other areas of the national park (Fig. 2), may have several reasons. First, investigations of the past were mainly focused in this area. Second, the Lower Lobau is the more natural and hydrologically dynamic part of the Lobau. We can therefore assume that the more eastern part of the Danube Floodplain National Park has a similar biodiversity. In accordance with the common notion, the groundwater fauna of the national park is mainly composed of crustaceans. Danielopol et al. (2000) found that more than two-thirds of the stygobiont species of the Lobau belonged to the copepods, ostracods, and amphipods. In our current species list, crustaceans have a share of 84 % within the stygobionts and 22 % within the stygophiles. Once other invertebrates such as mites and nematodes receive similar attention, this proportions may change, as is indicated by the large number of nematodes found (Eder 1983). Currently, the list of stygobionts only contains 7 % of worms (turbellarians, Annelida, Nematoda), but with stygophiles they account for 71 %. However, in these animal groups it will always be difficult to distinguish between stygobiont and stygophile species.

Issues worth considering are single species records from the early period of groundwater investigations, improper descriptions and the loss of sampling locations due to human intervention. Since the earliest records of groundwater fauna are not older than the beginning of the last century (e.g., Spandl 1926, Vornatscher 1938), we have no clue how the regulation of the Danube (1869–1875) influenced the richness of stygobiont and stygophile taxa in the area. Within the city of Vienna, the original collecting places of several

stygobionts disappeared in the course of urban development (Vornatscher 1972; Danielopol & Pospisil 2001). In addition, an inventory of species richness is challenged by changes in the affiliation and nomenclature of taxa. Our data set contains a number of obsolete species names that we have not listed but mentioned in the text. Moreover, in our species list we have highlighted in red font species with an 'uncertain' taxonomic status or uncertain occurrence within the study area (Tab. 3). The flagging of 'problematic' taxa enables the reader to identify knowledge gaps and promote targeted future investigations with modern methods. In particular, the use of molecular tools, in addition to traditional morphological approaches, will certainly provide novel insights into the diversity and biogeography of the groundwater biota of the Danube Floodplain National Park. The application of sequencing (COI and 28S genes) to stygobiont amphipods and isopods collected from the Lobau, Schönaue and Kritzendorf, supported the occurrence of several species reported in earlier publications. Among the amphipods this was the case with *Niphargus bajuvaricus*, *N. caspary*, and *Crangonyx subterraneus*. For *N. inopinatus*, species assignment is based only on COI sequences. Both primer sets provided evidence for the presence of a species new to the study area related to *N. tonywhitteni* (Fig. 4), collected from a groundwater observation well in Kritzendorf, Lower Austria. All isopods tested genetically match known sequences of *Proasellus slavus*, but clearly differ from sequences of *P. slavus* collected in Salzburg, Germany and France (Fig. 5). We thus maintain the subspecies name *P. slavus vindobonensis* established by Strouhal (1964) for the populations of the Vienna region until a systematic revision of the *P. slavus* species complex is available. From the western part of Austria Strouhal (1964) reported *P. slavus s. str.* and the subspecies *P. slavus salisburgensis*.

With the application of molecular analysis and the inclusion of previously disregarded invertebrate groups we expect our species list to grow in the near future. The ability to prospect groundwater fauna in protected areas like the Danube Floodplain National Park is of great advantage as it increases the chances to locate new populations of rare groundwater dwelling species (Danielopol & Pospisil 2001). For example, only a few specimens of the stygobiont cyclopoid *Austriocyclops vindobonae* were found at the periphery of the Lobau at Vienna, in a well at Kagran, as described by Kiefer (1964). 30 years later, a few more specimens were sampled from a single piezometer in the Lobau and a unique locality in Lower Austria (Traismauer) (Pospisil 1994a, 1994b). This peculiar copepod with unique morphological traits that complicate the systematic classification within the Cyclopidae was redescribed by Pospisil & Stoch (1997). It is an example of a rare stygobiont species. Other species such as *Mixtacandona spandli* (Rogulj & Danielopol 1993) exhibit a kind of pseudo-rarity (*sensu* Gaston, 1994). This ostracod has a very patchy distribution within the Lobau area and is always found in low numbers (Rogulj & Danielopol 1993).

As already mentioned, particularly the Lower Lobau currently experiences severe stress due to water shortage caused by inconsequent water management measures, complemented by climate change effects. There is a considerable risk that these habitats of extraordinarily high groundwater fauna richness are impaired or lost. It must be remembered that in many areas the thickness of the porous aquifer is only a few meters, and thus this ecosystem is very vulnerable to direct and indirect anthropogenic pressure, despite its protection status. Some species may be at high risk of extinction. Ongoing investigations will hopefully allow us in a few years to evaluate effects of the altered hydrology and climate change by comparison with the studies of the last century. The Lobau is intended to become a long-term monitoring site for groundwater ecology.

Acknowledgments

The authors want to thank Erhard Christian, Reinhard Gerecke, Dieter Weber, and Fabio Stoch for constructive comments and criticism of an earlier draft of the manuscript. We also want to thank the various colleagues at the different Vienna Administration Offices (Magistratsabteilungen), i.e., MA22, MA31, MA45, and MA49 for access to the research area and groundwater wells, as well as important monitoring data. Special thanks go to the Danube Floodplain National Park GmbH for financial support of this data compilation and for frequent discussion, i.e., Karoline Zsak and Christian Baumgartner. Prof. Heinz Löffler (1927–2006), founder of the chair of Limnology at the University of Vienna, who initiated and supported groundwater biodiversity research in the Danube floodplains, is acknowledged posthum. Financial support was granted to DLD by the FWF (No. 7881 & No. 11149) and to CG by the Vienna Science and Technology Fund (WWTF) project ‘Heat below the City’ [10.47379/ESR20040].

Literature

- Abebe E, Decraemer W, De Ley P (2008) Global diversity of nematodes (Nematoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 67–78
- Allanic Y (2012) Crustacés d’eau douce de France métropolitaine. — In: La Liste rouge des espèces menacées en France. <https://uicn.fr/liste-rouge-crustaces-d-eau-douce/>, visited 23rd March 2023
- Alther R, Altermatt F (2021) Die unterirdische Flohkrebbsfauna der Schweiz. La faune souterraine d’amphipodes de Suisse. *Stalactite* 71, 72–81
- Altermatt F, Alther R, Fišer C, Svara V (2019) Amphipoda (Flohkrebse) der Schweiz. Checkliste, Bestimmung und Atlas. *Fauna Helvetica* 32, Neuchatel
- Andrássy I (1978) Nematoda. In: Illies J (1978) *Limnofauna Europea*, Stuttgart, Gustav Fischer Verlag, 98–117
- Andreev S (2001) *Niphargus bulgaricus* sp. n. et deux especes nouvelles pour la faune de Bulgarie - *Niphargopsis trispinosus* Dancau et *Gammarus roeseli* Gervais (Amphipoda: Niphargidae, Gammariidae). *Historia Naturalis Bulgarica* 13, 79–87
- Anisimova M, Gil M, Dufayard J F, Dessimoz C, Gascuel O (2011) Survey of branch support methods demonstrates accuracy, power, and robustness of fast likelihood-based approximation schemes. *Systematic Biology* 60(5), 685–699
- Baillie J, Groombridge B (1996) IUCN red list of threatened animals. <https://www.unep.org/resources/report/1996-iucn-red-list-threatened-animals>, visited 23rd March 2023
- Balázs G, Angyal D, Kondorosy E (2015) *Niphargus* (Crustacea: Amphipoda) species in Hungary: literature review, current taxonomy and the updated distribution of valid taxa. *Zootaxa* 3974(3), 361
- Bank R A, Neubert E (2017) Checklist of the land and freshwater Gastropoda of Europe. Last update: July 16th 2017
- Beier S, Traunspurger W (2003 a) Seasonal distribution of free-living nematodes in the Krähenbach, a fine-grained submountain carbonate stream in southwest Germany. *Nematology* 5, 113–136
- Beier S, Traunspurger W (2003 b) Seasonal distribution of free-living nematodes in the stream Körsch, a coarse-grained submountain carbonate stream in southwest Germany. *Nematology* 5(4), 481–504
- Bledzki L A, Rybak J I (2016) *Freshwater Crustacean Zooplankton of Europe*. Cham: Springer International Publishing, doi.org/10.1007/978-3-319-29871-9
- Bou C, Rouch R (1967) Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatique souterraine. *CR Acad Sci* 265, 369–370

- Boxshall G A, Defaye D (2008) Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 195–207
- Brad T (1999) The present stage of our knowledge concerning the spreading of the subterranean amphipods from Romania. *Studii și Cercetări (Biologie)* 5, 157–167
- Brinkhurst R O, Jamieson B G M (1971) *Aquatic Oligochaeta of the world*. Northhumberland Press Limited, Gateshead, 860p
- Camacho A I, Mas-Peinado P, Dorda B A, Casado A, Brancelj A, Knight L R, Hutchins B, Bou C, Perina G, Rey I (2018) Molecular tools unveil an underestimated diversity in a stygofauna family: a preliminary world phylogeny and an updated morphology of Bathynellidae (Crustacea: Bathynellacea). *Zoological Journal of the Linnean Society* 183(1), 70–96
- Chappuis P A (1926) *Parabathynella stygia* n. sp. nouveau crustacé cavernicole de la Serbie. *Oriental Buletinul Societății de Științe din Cluj* 3(1), 7–10
- Chappuis P A (1927) Die Tierwelt der unterirdischen Gewässer. *Die Binnengewässer* 3, Stuttgart, 177p
- Chappuis P A (1942) Eine neue Methode zur Untersuchung der Grundwasser Fauna. *Acta Scientiarum Math Nat Kolozsvár* 6, 1–7
- Cohen A C, Martin J W, Kornicker L S (1998) Homology of Holocene ostracode biramous appendages with those of other crustaceans: the protopod, epipod, exopod and endopod. *Lethaia* 31, 563–567
- Creuzé des Châtelliers M (1991) Geomorphological processes and discontinuities in the macrodistribution of the interstitial fauna, a working hypothesis. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 24(3), 1609–1612
- Culver D C, Deharveng L, Bedos A, Lewis J J, Madden M, Reddell J R, Sket B, Trontelj P, White D (2006) The mid-latitude biodiversity ridge in terrestrial cave fauna. *Ecography* 29, 120–128
- Culver D C, Deharveng L, Pipan T, Bedos A (2021) An overview of subterranean biodiversity hotspots. *Diversity* 13(10), 487
- Culver D C, Pipan T (2011) Redefining the extent of the aquatic subterranean biotope – shallow subterranean habitats. *Ecohydrology* 4, 721–730
- Culver D C, Sket B (2000) Hotspots of subterranean biodiversity in caves and wells. *Journal of cave and Karst studies* 62(1), 11–17
- Cvetkov L (1968) Un filet phréatobiologique. *Bull Inst Zool Mus Acad Bulgare Sci Sofia* 27, 215–218
- Dancău D, Căpușe I (1959) *Niphargopsis trispinosus* n. sp. Genus new to the Romanian fauna (Amphipoda). *Folia Balcanica* tom II. or 1, 1–8
- Danielopol D L (1976 a) The distribution of the fauna in the interstitial habitats of riverine sediments of the Danube and the Piesting (Austria). *International Journal of Speleology* 8, 23–51
- Danielopol D L (1976 b) Sur la distribution géographique de la Faune interstitielle du Danube et de certains de ses affluents en Basse-Autriche. *International Journal of Speleology* 8, 323–329
- Danielopol D L (1976 c) Zoogeographische Probleme der Grundwasserfauna der Donau und ihrer Zuflüsse in Österreich. *Anz Math-Nat Kl Österr. Akad. Wiss.* 13, 203–208
- Danielopol D L (1978) Über Herkunft und Morphologie der Süßwasser-hypogäischen Candoninae (Crustacea Ostracoda) Sitz. Ber. Österr. Akad. Wiss., Math.-Nat. Kl. Abt. I, 187, 1–162
- Danielopol D L (1983) Der Einfluß organischer Verschmutzung auf das Grundwasser-Ökosystem der Donau im Raum Wien und Niederösterreich. *Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz. Forschungsberichte* 5/83, 5–160
- Danielopol D L (1984) Ecological investigations on the alluvial sediments of the Danube in the Vienna area - a phreatobiological project. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 22(3), 1755–1761

- Danielopol D L (1989) Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1), 18–35
- Danielopol D L (1991) Spatial distribution and dispersal of interstitial Crustacea in alluvial sediments of a backwater of the Danube at Vienna. *Stygologia* 6(2), 97–110
- Danielopol D L, Drozdowski G, Mindl B, Neudorfer W, Pospisil P, Reiff N, Schabetsberger R, Stichler W, Griebler C (2006) Invertebrate animals and microbial assemblages as useful indicators for evaluation of the sustainability and optimization of an artificial groundwater-recharge system (Stallingerfeld, Deutsch-Wagram, Lower Austria) – HydroEco 2006 – Karlovy Vary, Czech Republic, Kovar-Hrkal-Bruthans (Eds.), 149–156
- Danielopol D L, Marmonier P, Boulton A J, Bonaduce G (1994) World subterranean ostracod biogeography: dispersal or vicariance. *Hydrobiologia* 287, 119–129
- Danielopol D L, Rouch R, Pospisil P, Torreiter P, Mößlacher F (1997) Ecotonal animal assemblages; their iterest for groundwater studies. In: Gibert J, Mathieu J, Fournier F (Eds.) *Groundwater/Surface Water Ecotones*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 11–20
- Danielopol D, Bou C, Rouch R (1999) High amphipoda species richness in the Nert groundwater system (Southern France). *Crustaceana* 72(8), 863–882
- Danielopol D L, Niederreiter R (1987) A sampling device for groundwater organisms and oxygen measurements in multi-level monitoring wells. *Stygologia* 3, 252–263
- Danielopol D L, Pospisil P (2001) Hidden biodiversity in the groundwater of the Danube flood plain national park (Austria). *Biodiversity & Conservation* 10(10), 1711–1721
- Danielopol D L, Pospisil P, Dreher J, Mößlacher F, Torreiter P, Geiger-Kaiser M, Gunatilaka A (2000) A groundwater ecosystem in the wetlands of the Danube at Vienna (Austria). In: Wilkens H, Culver D, Humphreys W (2000) *Caves and other subterranean ecosystems*. *Ecosystems of the World* 30, Elsevier, Amsterdam, 487–517
- de Jong Y, Verbeek M, Michelsen V, de Place Bjørn P, Los W, Steeman F, Bailly N, Basire C, Chylarecki P, Stloukal E, Hagedorn G, Wetzel F, Glöckler F, Kroupa A, Korb G, Hoffmann A, Häuser C, Kohlbecker A, Müller A, Güntsch A, Stoev P, Penev L (2014) Fauna europaea – all european animal species on the web. *Biodiversity Data Journal* 2, e4034
- Decraemer W, Eisendle-Flöckner U, Abebe E (2019) Phylum Nematoda. In: Thorp J H Rogers C (2019) *Thorp & Covich's Freshwater Invertebrates* 4th edit, Vol III, Keys to the Palaearctic fauna, Academic Press
- Defaye D, Dussart B (2011) *World Directory of Crustacea Copepoda of Inland Waters III – Harpacticoida IV – Gelyelloida*. Markgraf Publishers GmbH, Weikersheim. 450p
- Dole-Olivier M-J, Marmonier P, Creuzé des Châtelliers M, Martin D (1994) Interstitial fauna associated with the alluvial flood plains of the Rhône River. In: Gibert J Danielopol D L and Stanford J A (1994) *Groundwater Ecology*, 313–346
- Dudich E (1941) *Niphargus* aus einer Therme von Budapest. *Annales Musei Nationalis Hungarici Pars Zoologica* 34, 165–176
- Dussart B, Defaye D (2006) *World Directory of Crustacea Copepoda of Inland Waters II. – Cyclopi-formes*. Backhuys Publishers BV, Leiden, 354p
- Eder R (1983) Nematoden aus dem Interstitial der Donau bei Fischamend (Niederösterreich). *Archiv für Hydrobiologie Suppl* 68, 100–113.
- Egger B, Lapraz F, Tomiczek B, Müller S, Dessimoz C, Girstmair J, Škunca N, Rawlinson K A, Cameron C B, Beli E, Todaro M A, Gammoudi M, Noreña C, Telford M J (2015) A transcriptomic-phylogenomic analysis of the evolutionary relationships of flatworms. *Current Biology* 25(10), 1347–1353
- Eisendle-Flöckner U, Battagazzore M (2018) Evaluation of alpine and other springs based on their diatom and nematode communities. *Novel Methods and Results of Landscape Research in Europe*,

- Central Asia and Siberia. II Understanding and Monitoring Processes in Soils and Water Bodies 395–400
- Eisendle-Flöckner U, Decraemer W, Abebe E, De Ley P (2017) Nematoda. Belgian Biodiversity Platform. <http://fada.biodiversity.be/>
- Eisendle-Flöckner U, Hilberg S (2015) Hard rock aquifers and free-living nematodes - an interdisciplinary approach based on two widely neglected components in groundwater research. *Ecohydrology* 8(3), 368–377
- Eisendle-Flöckner U, Jersabek C D, Kirchmair M, Hashold K, Traunspurger W (2013) Community patterns of the small riverine benthos within and between two contrasting glacier catchments. *Ecology and Evolution* 3(9), 2832–2844
- Fain A (1982) Cinq espèces du genre *Schwiebia* OUDMANS (Acari, Astigmata), don't trois nouvelles découvertes dans des sources du sous-sol de la Ville de Vienne (Autriche) au cours des travaux du métro. *Acarologia* 23, 359–371
- Fink J (1966) Die Paläographie der Donau. In: Liepolt R (1966) *Limnologie der Donau – eine monographische Darstellung*, 1–50
- Fišer C, Alther R, Zakšek V, Borko Š, Fuchs A, Altermatt F (2018) Translating *Niphargus* barcodes from Switzerland into taxonomy with a description of two new species (Amphipoda, Niphargidae). *ZooKeys* 760, 113–141
- Fišer C, Coleman C O, Zagmajster M, Zwitter B, Gerecke R, Sket B (2010) Old museum samples and recent taxonomy: A taxonomic biogeographic and conservation perspective of the *Niphargus tatrensis* species complex (Crustacea: Amphipoda). *Organisms Diversity & Evolution* 10(1), 5–22
- Fuchs A (2007) Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg. Dissertation (PhD thesis), Universität Koblenz-Landau, 109p
- Fuchs A, Hahn H J, Cho J L (2012) *Parabathynella badenwuerttembergensis* n. sp. the first record of Parabathynellidae Noodt 1965 (Malacostraca: Bathynellacea) from Germany. *Journal of Crustacean Biology* 32(4), 655–663
- Gad G (2007) Annelida (Ringelwürmer). In: Schminke H K, Gad G (Eds.) *Grundwasserfauna Deutschlands - Ein Bestimmungswerk*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 363–408
- Galassi D, Huys R, Reid J W (2009) Diversity, ecology and evolution of groundwater copepods. *Freshwater Biology* 54, 671–708
- Gaston K J (1994) *Rarity*. Chapman & Hall, London, 205p
- Gaviria E, Hager U, Schmalwieser M, Tietz A (1998) Versuch einer Charakterisierung der Augewässer der Regelsbrunner Au (Niederösterreich) anhand ihrer Oligochaetenfauna. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 135, 61–79
- Gaviria S (1998) Checklist and distribution of the free-living copepods (Arthropoda: Crustacea) from Austria. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 110B, 539–594
- Gaviria S (2017) Crustacea: Ostracoda. In: Moog O, Hartmann A (Eds.) *Fauna Aquatica Austriaca*, 3. Lieferung 2017, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 11p
- Gaviria S (2022) Description of a new species of *Kovalevskiella* (Ostracoda, Limnocytheridae, Timiriaseviinae) from groundwater of the Danube River in Austria. *Crustaceana* 95(41), 405–419
- Gaviria S, Defaye S (2017) A new species of *Moraria* (Copepoda, Harpacticoida, Canthocamptidae) from groundwaters of Germany including a key for the identification of the species of the Palaearctic region. *Crustaceana* 90 (13), 1537–1561

- Gaviria S, Kowarc V, Fuchs A (2002): Crustacea: Copepoda: Harpacticoida, Part III. In: Moog O (2002) Fauna Aquatica Austriaca, Edition 2002, Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien, 5p
- Geiser E (2018) How many animal species are there in Austria? Update after 20 years. *Acta ZooBot Austria* 155(2), 1–18
- Geller J, Meyer C, Parker M, Hawk H (2013) Redesign of PCR primers for mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I for marine invertebrates and application in all-taxa biotic surveys. *Molecular Ecology Resources* 13(5), 851–861
- Gerecke R (2007) Süßwasserfauna von Mitteleuropa 7/2–1: Chelicerata: Araneae, Acari I. Spektrum, Elsevier, 1–88
- Gibert J, Culver D C (2009) Assessing and conserving groundwater biodiversity: an introduction. *Freshwater Biology* 54, 639–648
- Gibert J, Deharveng L (2002) Subterranean ecosystems: A truncated functional diversity. *Bioscience* 52, 473–481
- Gibert J, Danielopol D L, Stanford J A (1994) *Groundwater Ecology*. Academic Press, New York
- Gibert J, Dole-Olivier M J, Marmonier P, Yervier Ph (1990) Surface water - groundwater ecotones. In: The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones (Naiman R J, Decamps H, Eds.), *Man & Biosphere Ser. 4*, Paris, Parthenon Publisher, 199–225
- Glöer P (2002) Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeressteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Volume 73 (Mollusca I), ConchBooks, Hackenheim, 2nd Edition
- Griebler C, Avramov M (2015). Groundwater ecosystem services – a review. *Freshwater Science* 34, 355–367
- Guindon S, Dufayard J F, Lefort V, Anisimova M, Hordijk W, Gascuel O (2010) New algorithms and methods to estimate maximum-likelihood phylogenies: assessing the performance of PhyML 3.0. *Systematic Biology* 59(3), 307–321
- Haase M (1993) *Hauffenia kerschneri* (Zimmermann 1930): zwei Arten zweier Gattungen (Caenogastropoda: Hydrobiidae). *Archiv für Molluskenkunde* 121(1/6), 91–109
- Haase M (1995) The stygobiont genus *Bythiospeum* in Austria: a basic revision and anatomical description of *B. cf. geyeri* from Vienna (Caenogastropoda: Hydrobiidae). *American Malacological Bulletin* 11, 123–137
- Haase M, Grego J, Eröss Z P, Farkas R, Fehér Z (2021) On the origin and diversification of the stygobiotic freshwater snail genus *Hauffenia* (Caenogastropoda: Hydrobiidae) with special focus on the northern species and the description of two new species. *European Journal of Taxonomy* 775(1), 143–184. <https://doi.org/10.5852/ejt.2021.775.1555>
- Hahn H J, Matzke D (2005) A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores. *Limnologia* 35, 31–44
- Hauer J (1939) Zur Kenntnis subterranean Rotatorien. *Zoologischer Anzeiger* 126, 41–44
- Hein T, Bondar-Kunze E, Feldbacher E, Funk A, Graf W, Griebler C, Haidvogel G, Hohensinner S, Weigelhofer G (2023) Development perspectives on aquatic ecology and management options for the Lower Lobau. *Acta ZooBot Austria* 159, 67–86
- Henry J P (1976) Recherches sur les Asellidae hypogés de la lignée cavaticus (Crustacea Isopoda, Asellota). *Declume* 1–279 Lons-le-Saunier
- Hertzog L (1933) *Bogidiella albertimagni* sp. nov. ein neuer Grundwasseramphipode aus der Rheinebene bei Strassburg. *Zoologischer Anzeiger* 102, 225–227
- Hilberg S, Eisendle-Flockner U (2016) About faunal life in Austrian aquifers - historical background and current developments. *Austrian Journal of Earth Sciences* 109(1), 16

- Hofman S, Rysiewska A, Osikowski A, Grego J, Sket B, Prevorčnik S, Zagmajster M, Falniowski A (2018) Phylogenetic relationships of the Balkan Moitessieriidae (Caenogastropoda: Truncatelloidea). *Zootaxa* 4486(3), 311–339
- Horne D J, Meisch C, Martens K (2019) Chapter 16 Arthropoda: Ostracoda. In: Rogers D C, Thorp J H (2019) Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Fourth Edition, Elsevier, 725–760
- Houben A M, Monnens M, Proesmans W, Artois T J (2022) Limnoterrestrial 'Typhloplanidae' (Rhabdocoela, Platyhelminthes) with the description of four new species and a new genus. *European Journal of Taxonomy* 798, 70–102
- Hrbáček J, Korinek V, Frey D (1978) Cladocera. In: Illies J (Ed.) Limnofauna Europea. A Checklist of the Animals Inhabiting European Inland Waters, with Account of their Distribution and Ecology (except Protozoa). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 189–197
- Humphreys W F (2008) Rising from down under: developments in subterranean biodiversity in Australia from a groundwater fauna perspective. *Invertebrate Systematics* 22, 85–101
- Husmann S (1964) Morphologische ökologische und verbreitungsgeschichtliche Studien über die Bathynellen (crustacea Syncarida) des Niederrhein-Grundwasserstromes bei Krefeld. *Gewässer und Abwässer* 37, 46–76
- Husmann S (1973) *Bathynella stammeri* Jakobi 1954 (Syncarida) aus dem Stygorhithral der Alpen. Studien zu Morphologie, Ökologie und Verbreitungsgeschichte. *Crustaceana* 25(1), 21–34
- Iepure S, Namiotko T, Danielopol D L (2007) Evolutionary and taxonomic aspects within the species group *Pseudocandona eremita* (Vejdovský) (Ostracoda, Candonidae). *Hydrobiologia* 585, 159–180
- Illies J (1978) Limnofauna Europea. Gustav Fischer Verlag. 2. Aufl., Stuttgart, New York, 532p
- Janetzky W, Enderle R, Noodt W (1996) Crustacea, Copepoda, Gelyelloida und Harpacticoida. Süßwasser von Mitteleuropa begründet von A Bauer. In: Schwoerbel J, Zwick P, Band 8/4–2, G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 228p
- Juberthie C, Decu V (2001) Encyclopaedia Biospeologica III, Société de Biospéologie. ISSN 0398-7973 4e trimestre 2001, 1374–2177
- Kalyaanamoorthy S, Minh B Q, Wong T K, Von Haeseler A, Jermini L S (2017) ModelFinder: fast model selection for accurate phylogenetic estimates. *Nature Methods* 14(6), 587–589
- Karaman G S (1973) 49. Contribution to the knowledge of the Amphipoda. On three *Niphargus* species (Fam. Gammarida) from the Balkans. *International Journal of Speleology* 5, 143–152
- Karaman G S (1980) 110. Contribution to the knowledge of the Amphipoda. Revision of *Niphargus jovanovici*-group (Fam. Gammaridae). *Poljoprivreda I Sumarstvo Titograd* 26(2), 3–22
- Karaman G S (1982) 125. Contribution to the knowledge of the Amphipoda. First discovery of genus *Niphargopsis* Chevr 1922 in Yugoslavia with revision of the genus (Fam. Gammaridae). *Poljoprivreda I Sumarstvo Titograd* 28(2), 87–103
- Karaman G S (1989) 200. Contribution to the knowledge of the Amphipoda. Taxonomical investigations on *Niphargus bajuvaricus* Schell 1932 and its subspecies. *Glasnik Republickog Zavoda za Zastitu Prirode* 22, 95–111
- Karaman G S (1989) *Bogidiella sketi* new freshwater species of the family Bogidiellidae from Dalmatia (Yugoslavia) with remarks to some other *Bogidiella* species (Contribution to the knowledge of the Amphipoda 188). *Poljoprivreda I Sumarstvo Titograd* 35, 49–60
- Karaman S (1950) Etudes sur les Amphipodes-Isopodes des Balkans. Belgrade: Academie Serbe des Sciences Monographies
- Karaman S L (1932) Beitrag zur Kenntnis der Süßwasser-Amphipoden. *Prorodoslovne Razprave* 2, 179–232.
- Karaman S L (1955) *Asellus cavaticus* SCHIÖDTE und seine Nächstverwandten. *Acta Mus Macedon Skopje* 2(12/23), 1–40

- Karanovic T, Lee W (2012) Arthropoda, Crustacea, Harpacticoida, Parastenocarididae: Parastenocaridid copepods. Invertebrate Fauna of Korea. National Institute of Biological Resources, Ministry of Environment Korea 21(2), 1–232
- Katoh K, Standley D M (2013) MAFFT multiple sequence alignment software version 7: Improvements in performance and usability. *Molecular Biology and Evolution* 30(4), 772–780
- Katoh K, Toth H (2008) Recent developments in the MAFFT multiple sequence alignment program. *Briefings in Bioinformatics* 9(4), 286–298
- Kiefer F (1964) Zur Kenntniss der subterranean Copepoden (Crustacea) Österreichs. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 67, 477–485
- Kirchengast M (1981) Erstnachweis des Kleinkrebses *Antrobathynella stammeri* (Jakobi) [Syncarida, Crustacea] im hyporheischen Interstitial der Mur. *Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark Band III*, 205–206
- Klausnitzer B (2008) Kurze Vorstellung der Familie Scirtidae. *Entomologica Austriaca* 15, 33–40
- Klausnitzer B, Pospisil P (1991) Larvae of *Cyphon* sp. (Coleoptera, Helodidae) in ground water. *Aquatic Insects* 13(3), 161–165
- Koenemann S, Vonk R, Schram F R (1998) Cladistic analysis of 37 Mediterranean Bogidiellidae (Amphipoda), including *Bogidiella arista*, new species from Turkey. *Journal of Crustacean Biology* 18(2), 383–404
- Letunic I, Bork P (2021) Nucleic Acids Res doi: 10.1093/nar/gkab301 Interactive Tree of Life (iTOL) v5: an online tool for phylogenetic tree display and annotation
- Leys R, Watts C H S, Cooper S J B, Humphreys W F (2003) Evolution of subterranean diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporini, Bidessini) in the arid zone of Australia. *Evolution* 57, 2819–2834
- Löffler H (1963) Beiträge zur Fauna Austriaca I. Die Ostracodenfauna Österreichs. Sitzungsbericht der mathematischen und naturwissenschaftlichen Klasse Abteilung I. Heft Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien, 172, Bd 3 bis 5, 193–211
- Malard F (2022) Groundwater Metazoans. In: Mehner T, Tockner K, Eds., *Encyclopedia of Inland Waters (Second Edition)*, Elsevier, 474–487
- Malard F, Boutin C, Camacho A I, Ferreira D, Michel G, Sket B, Stoch F (2009) Diversity patterns of stygobiotic crustaceans across multiple spatial scales in western Europe. *Freshwater Biology* 54, 756–776
- Marmonier P, Ward J (1990) Superficial and interstitial Ostracoda of the South Platte River (Colorado, U.S.A.), Systematics and Biogeography. *Stygologia* 5(4), 225–239
- Martin P (2008) Water mites (Hydrachnidia, Acari) and insects: a survey of a seldom considered relationship. *Entomologie heute*, 20, 45–75
- Mazza G, Cianferoni F, Rocchi S (2013) *Etruscodytes nethuns* n. gen., n. sp.: the first phreatic water beetle from Italy (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporinae). *Italian Journal of Zoology* 80(2), 233–241
- Meijering M P D, Jazdzewski K, Kohn J (1995) Ecotypes of Amphipoda in Central European inland waters. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 42, 527–536
- Meisch C (2000) Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe. In: Schwoerbel J, Swick P (2000) *Süßwasser von Mitteleuropa begründet von A Bauer. Band 8 Crustacea – 1 Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin*, 522p
- Minh B Q, Nguyen M A T, von Haeseler A (2013) Ultrafast approximation for phylogenetic bootstrap. *Molecular Biology and Evolution* 30(5), 1188–1195
- Namiotko T, Danielopol D L, Meisch C, Gross M, Mori N (2014) Redefinition of the genus *Typhlocypris* Vojtovský 1882 (Ostracoda, Candonidae). *Crustaceana* 87, 952–984

- Namietko T P, Marmonier P, Danielopol D L (2005) *Cryptocandona kieferi* (Crustacea, Ostracoda): redescription, morphological variability, geographical distribution. *Vie et Milieu* 55(2), 91–108
- Negrea S, Pospisil P (1995) Contribution á la connaissance des Cladocères des eaux souterraines du Danube á Vienne. *Annales de Limnologie* 31(3), 169–178
- Nesemann H (1993) Zur Verbreitung von *Niphargus* (*Phaenogammarus*) Dudich 1941 und *Synurella* Wrzesniewski 1877 in der ungarischen Tiefebene (Crustacea, Amphipoda). *Lauterbornia* 13, 61–71
- Nesemann H, Pöckl M, Wittmann K J (1995) Distribution of epigean Malacostraca in the middle and upper Danube (Hungary, Austria, Germany). *Miscellanea Zoologica Hungarica* 10, 49–68
- Nguyen L T, Schmidt H A, von Haeseler A, Minh B Q (2015) IQ-TREE: A fast and effective stochastic algorithm for estimating maximum-likelihood phylogenies. *Molecular Biology and Evolution* 32(1), 268–274. <https://doi.org/10.1093/molbev/msu300>
- Nielsen C O, Christensen B (1959) The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. *Natura Jutland* 8–9, 1–159
- Niemiller M L, Helf K, Toomey R S (2021) Mammoth Cave: A hotspot of subterranean biodiversity in the United States. *Diversity* 13, 373
- Noll W, Stammer H J (1953) Die Grundwasserfauna des Untermaingebietes von Hanau bis Würzburg mit Einschluß des Spessarts. *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg* 6, 1–77
- Pipan T, Culver D C, Deharveng L (2021) Hotspots of subterranean biodiversity. *Diversity* 12, 209
- Pospisil P (1989) *Acanthocyclops gmeineri* n. sp. (Crustacea, Copepoda) aus dem Grundwasser von Wien (Österreich): Bemerkungen zur Zoogeographie und zur Sauerstoffsituation des Grundwassers am Fundort. *Zoologischer Anzeiger* 223(3–4), 220–230
- Pospisil P (1992) Sampling methods for groundwater animals of unconsolidated sediments. In: Camacho AI (1992) *The natural history of biospeleology*. Monografías Museo Nacional Ciencias Naturales, Madrid, 108–134
- Pospisil P (1994 a) The groundwater fauna of a Danube aquifer in the ‘Lobau’ wetland in Vienna, Austria. In: Gibert J, Danielopol D L, Stanford J, *Groundwater Ecology*, Academic Press, 217–243
- Pospisil P (1994 b) Die Grundwassercyclopiden (Crustacea Copepoda) der Lobau in Wien (Österreich): faunistische taxonomische und ökologische Untersuchungen. PhD thesis University of Vienna
- Pospisil P, Stoch F (1997) Rediscovery and re-description of *Austriocyclops vindobonae* Kiefer 1964 (Copepoda, Cyclopoida) with remarks on the subfamily Eucyclopininae Kiefer. *Crustaceana* 70(8), 901–910
- Pospisil P, Stoch F (1999) Two new species of the *Diacyclops languidoides*-group (Copepoda, Cyclopoida) from groundwaters of Austria. *Hydrobiologia* 412, 165–176
- Priesel-Dichtl G (1959) Die Grundwasserfauna im Salzburger Becken und im anschließenden Alpenvorland. *Archiv für Hydrobiologie* 55, 281–370
- Racoviță E G (1907) Essai sur les problèmes biospéologiques. *Archives de zoologie expérimentale et générale* Vol 4, 1–18
- Reischütz A, Reischütz P L (2007) Rote Liste der Weichtiere (Mollusca) Österreichs. In: Zülka P (2007) *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2: Reptilien, Amphibien, Fische, Nachtfalter, Weichtiere*. Grüne Reihe 14(2), 363–433. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- Reischütz A, Reischütz P L (2009) Mollusca (Weichtiere). In: Rabitsch W, Essl F (2009) *Endemiten – Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt*. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten and Umweltbundesamt GmbH, Klagenfurt, Wien, 318–376

- Richling I, Malkowsky Y, Kuhn J, Niederhöfer H-J, Boeters H D (2017) A vanishing hotspot - the impact of molecular insights on the diversity of Central European *Bythiospeum* Bourguignat 1882 (Mollusca: Gastropoda: Truncatelloidea). *Organisms Diversity & Evolution* 17, 67–85
- Rogulj B, Danielopol D L (1993) Three new *Mixtacandona* (Ostracoda) species from Croatia, Austria and France. *Vie et Milieu/Life & Environment* 43, 145–154
- Rogulj B, Danielopol D L, Marmonier P, Pospisil P (1993) Adaptive morphology, biogeographical distribution and ecology of the species group *Mixtacandona hvarensis* (Ostracoda, Candoninae). *Mém Biospéol* 20, 195–207
- Särkkä J, Mäkelä J (1998) *Troglochaetus beranecki* Delachaux (Polychaeta, Archiannelida) in esker groundwaters of Finland: a new class of limnic animals for northern Europe. *Hydrobiologia* 379(1), 17–21
- Schellenberg A (1932) Vier blinde Amphipodenarten in einem Brunnen Oberbayerns. *Zoologischer Anzeiger* 98, 131–139
- Schellenberg A (1942) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise: 40. Teil: Krebstiere oder Crustacea: Flohkrebse oder Amphipoda. Jena Verlag von Gustav Fischer, Jena, 252p
- Schiemer F (1984) *Theristus franzenbergeri* n. sp., a groundwater nematode of marine origin from the Danube. *Archiv für Hydrobiologie* 101, 259–263
- Schiemer F, Baumgartner C, Tockner K (1999) Restoration of floodplain rivers: the “Danube Restoration Project”. *Regulated Rivers: Resources Management* 15, 231–244
- Schminke H K (2007 a) Amphipoda (Flohkrebse). In: Schminke H K, Gad G (Eds.), *Grundwasserfauna Deutschlands (Groundwater fauna of Germany)*. Ein Bestimmungswerk. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., DWA Themen, Hennef, 239–261
- Schminke H K (2007 a) Bathynellacea (Brunnenkrebse). In: Schminke H K, Gad G (Eds.), *Grundwasserfauna Deutschlands (Groundwater fauna of Germany)*. Ein Bestimmungswerk. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., DWA Themen, Hennef, pp. 223–231
- Schminke, H K (2007 b) Cladocera (Wasserflöhe). In: Schminke H K, Gad G (Eds.), *Grundwasserfauna Deutschlands (Groundwater fauna of Germany)*. Ein Bestimmungswerk. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., DWA Themen, Hennef, 45–60
- Schminke H K (2007 c) Copepoda (Ruderfußkrebse). In: Schminke H K, Gad G (Eds.), *Grundwasserfauna Deutschlands (Groundwater fauna of Germany)*. Ein Bestimmungswerk. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., DWA Themen, Hennef, 61–134
- Schminke H K (2010) High-level phylogenetic relationships within Parastenocarididae (Copepoda, Harpacticoida). *Crustaceana* 83(3), 343–367
- Șerban E (1989) Taxa nouveaux des Bathynellidés d’Europe (Bathynellacea, Podophallocarida, Malacostraca). *Trav Inst Spéol Émile Racovitza* 28, 3–17
- Șerban E, Dancau D (1963) Sur une nouvelle Parabathynella de Roumanie, *Parabathynella motasi* nov. sp. *Crustaceana* 5(4), 241–250
- Șerban E, Gledhill T (1965) Concerning the presence of *Bathynella natans stammeri* Jakobi (Crustacea: Syncarida) in England and Romania. *Annals and Magazine of Natural History* 8(93), 513–522
- Sket B (1981) Distribution, ecological character and phylogenetic importance of *Niphargus valachicus* (Amphipoda, Gammaridae S.L.). *Biology Vestnik* 29(1), 87–103
- Smirnov N N (2014) *Physiology of the Cladocera*. Academic, London, 352p
- Spandl H (1926) Die Tierwelt der unterirdischen Gewässer. 11. Band der Reihe ‚Speläologische Monographien‘, Verlag Speläologisches Institut, Wien
- Stanford J A (1998) River in the landscape: introduction to the special issue on riparian and groundwater ecology. *Freshwater Biology* 40, 402–406

- Stanford J A, Ward J V (1988) The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature* 335, 64–66
- Stanford J A, Ward J V, Ellis B K (1994) Ecology of the alluvial aquifers of the Flathead River, Montana. In: Gibert J, Danielopol D L, Stanford J Groundwater Ecology, Academic Press, 367–390
- Steenken B (1998) Die Grundwasser-Fauna. Ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg, 160p
- Steininger A (2002) Hydrological connectivity between surface and subsurface systems in riverine floodplains – a key factor in controlling groundwater nutrient dynamics and the structure of hypogean animal assemblages. Diploma thesis, University of Vienna, 70p
- Sterba O (1963) Bemerkung über zwei bemerkenswerte Funde von Bathynellidae (Crustacea Anaspidacea) in der Tschechoslowakei. *Zoologické Listy (Folia Zoologica)* 12, 261–262
- Stoch F, Christian E, Flot J F (2020) Molecular taxonomy, phylogeny and biogeography of the *Niphargus tatrensis* species complex (Amphipoda, Niphargidae) in Austria. *Organisms Diversity & Evolution* 20(4), 701–722
- Stoch F, Pospisil P (2000) Redescription of *Diacyclops disjunctus* (Thallwitz 1927) from Austria, with remarks on the *Diacyclops languidus*-group in Europe (Copepoda, Cyclopoida, Cyclopidae). *Crustaceana* 73, 469–478
- Straškraba M (1972) L'état actuel de nos connaissances sur le genre *Niphargus* en Tchécoslovaquie et dans les pays voisins. In: Ruffo S (1972) Actes du 1er colloque internat sur le genre *Niphargus*. *Mus Civ St Nat Verona Mem Fuori* 5, 35–46
- Strayer D L, May S E, Nielsen P, Wollheim W, Hausam S (1995) An endemic groundwater fauna in unglaciated eastern North America. *Canadian Journal of Zoology* 73, 502–508
- Strouhal H (1958) *Asellus (Proasellus)* im nördlichen Österreich (Isopoda, Asellota). *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 62, 263–282
- Strouhal H (1964) Die Tierwelt der Höhlen Österreichs. Akten des 3. Internationalen Kongresses für Speläologie 103–110
- Thorp J H, Lovell L L (2019) Phylum Annelida. Introduction to the Phylum. In: Rogers D C, Thorp J H (2019) Keys to Palearctic Fauna. Thorp & Covich's Freshwater Invertebrates, Fourth Edition, Academic Press (Elsevier), London, 360–364
- Tilzer M (1973) Zum Problem der Ausbreitungsfähigkeit von limnisch-interstitiellen Grundwasser-tieren am Beispiel von *Troglochaetus beranecki* Delchaux (Polychaeta, Archannelida). *Archiv für Hydrobiologie* 72, 263–269
- Timm T (2009) A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia* 86, 1–235
- Timm T, Martin P (2019) Class Clitellata: Subclass Oligochaeta. In: Rogers D C, Thorp J H (2019) Keys to Palearctic Fauna. Thorp & Covich's Freshwater Invertebrates, Academic Press (Elsevier), London, 364–483
- Tockner K, Schiemer F, Ward J V (1998) Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8, 71–86
- Van Haaren T, Soors J (2013) Aquatic Oligochaeta of the Netherlands and Belgium. KNNV Publishing Zeist, The Netherlands, 1–302
- Vejdovský F (1882) Thierische Organismen der Brunnenwässer von Prag. Prag
- Verovnik R, Sket B, Trontelj P (2005) The colonization of Europe by the freshwater crustacean *Asellus aquaticus* (Crustacea: Isopoda) proceeded from ancient refugia and was directed by habitat connectivity. *Molecular Ecology* 14(14), 4355–4369
- Vervier P, Gilbert J, Marmonier P, Dole-Olivier M-J (1992) A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone. *J. North Am. Benthol. Soc.* 11, 93–102

- Vornatscher J (1938) Faunistische Untersuchung des Lusthauswassers im Wiener Prater. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 27, 320–363
- Vornatscher J (1965) Catalogus Faunae Austriae. Teil VIII f: Amphipoda. Österreichische Akademie der Wissenschaften
- Vornatscher J (1972) Die Tierwelt des Grundwassers – Leben im Dunkeln. In: Starmühler F, Ehen-dorfer F (1972) Die Naturgeschichte Wiens, Bd. 2, Wien/München, Jugend und Volk, 659–674
- Ward J V, Voelz N J (1997) Interstitial fauna along an epigean-hypogean gradient in a Rocky Mountain river. In: Gibert J, Mathieu J, Fournier F (Eds.) Groundwater/Surface Water Ecotones, pp 37–41. Cambridge University Press, Cambridge
- Ward J V, Bretschko G, Brunke M, Danielopol D L, Gibert J, Gonser T, Hildrew A G (1998) The boundaries of river systems; the metazoan perspective. Freshwater Biology 40, 531–569
- Ward J V, Tockner K, Schiemer F (1999) Biodiversity of floodplan river ecosystems: ecotones and connectivity. Regulated Rivers: Research & Management 15, 125–139
- Watts C H S, Humphreys W F (2003) Twenty-five new Dytiscidae (Coleoptera) of the genera *Tjir-tudessus* Watts & Humphreys, *Nirripiriti* Watts & Humphreys, and *Bidessodes* Regimbart, from underground waters in Australia. Records of the South Australian Museum 36, 135–187
- Watts C H S, Humphreys W F (2009) Fourteen new Dytiscidae (Coleoptera) of the genera *Limbodessus* Guignot, *Paroster* Sharp, and *Exocelina* Broun, from underground waters in Australia. Transactions of the Royal Society of South Australia 133, 62–107
- Weber D (2023) *Niphargus tonywhitteni* Fišer & al. 2018 (Malacostraca: Amphipoda: Niphargidae) recorded for the first time in Bavaria. Spixiana, 1/2023, in press
- Weber D, Flot J F (2019) Rote Liste und Gesamtartenliste der Grundwasserkrebse (Niphargidae) des Saarlands
- Weber D, Flot J F, Weigand H, Weigand A M (2020) Demographic history, range size and habitat preferences of the groundwater amphipod *Niphargus puteanus* (CL Koch in Panzer, 1836). Limnologia 82, 125765
- Weber D, Stoch F, Knight L R F D, Chauveau C, Flot J-F (2021) The genus *Microniphargus* (Crustacea, Amphipoda): evidence for three lineages distributed across northwestern Europe and transfer from Niphargidae to Pseudoniphargidae. Belgian Journal of Zoology 151, 168–191
- WoRMS (2022) World Register of Marine Species. <https://www.marinespecies.org>
- Wurst E (2006) 3. Acari: Limnic Acaridida (Astigmata). In: Gerecke R (2006) Süßwasserfauna von Mitteleuropa 7/2-1 Chelicerata: Araneae / Acari I., Springer, Berlin, 38–88
- Zagmajster M, Eme D, Fišer C, Galassi D, Marmonier P, Stoch F, Cornu J, Malard F (2014) Geographic variation in range size and beta diversity of groundwater crustaceans: Insights from habitats with low thermal seasonality. Global Ecology & Biogeography 23, 1135–1145
- Zhang J, Holsinger J R (2003) Systematics of the freshwater amphipod genus *Crangonyx* (Crangonyctidae) in North America. Virginia Mus Nat Hist Mem 6, 1–274

Received: 2023 01 02

Addresses:

Christian Griebler, E-Mail: christian.griebler@univie.ac.at (corresponding author)

Clemens Karwautz, E-Mail: clemens.karwautz@univie.ac.at

Grit Rasch, E-Mail: grit.rasch@univie.ac.at

Lucas Fillinger, E-Mail: fillinger.lucas@gmail.com

Raphael Veits, E-Mail: raphael.veits@univie.ac.at

Rick Junker, E-Mail: Rickjunker@outlook.com

Florian Scharhauser, E-Mail: florian.scharhauser@univie.ac.at

Constanze Englisch, E-Mail: constanze.englisch@univie.ac.at

Fritz Schiemer, E-Mail: friedrich.schiemer@univie.ac.at

Peter Pospisil, E-Mail: peter.pospisil@gmx.net

University of Vienna, Department of Functional and Evolutionary Ecology, Djerassiplatz 1, A-1030 Vienna, Austria.

Santiago Gaviria, E-Mail: santiago.gaviria@univie.ac.at

University of Vienna, Department of Functional and Evolutionary Ecology, Djerassiplatz 1, A-1030 Vienna, Austria; Technisches Büro für Biologie Dr. Gaviria Melo, Fred-Raymond-Gasse 19/2/4, A-1220 Vienna, Austria.

Andreas Fuchs, E-Mail: fuchs@groundwaterecology.de

University of Vienna, Department of Functional and Evolutionary Ecology, Djerassiplatz 1, A-1030 Vienna, Austria; Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH at the Universität Koblenz-Landau, Campus Landau Fortstraße 7, D-76829 Landau, Germany.

Ursula Eisendle, E-Mail: ursula.eisendle@plus.ac.at

Paris Lodron University Salzburg, Working Group Nematology, Hellbrunnerstraße 34, A-5020 Salzburg, Austria.

Jan Steger, E-Mail: jan.steger@univie.ac.at

University of Vienna, Department of Palaeontology, Josef-Holaubek-Platz 2 (UZA II), A-1090 Vienna, Austria.

Matthäus Greilhuber, E-Mail: mgreilhuber@gmail.com

Natural History Museum Vienna, Third Zoological Department & Central Research Laboratories, Burgring 7, A-1010 Vienna, Austria.

Tobias Pfingstl, E-Mail: tobias.pfingstl@uni-graz.at

University of Graz, Institute of Biology, Universitätsplatz 2, A-8010 Graz, Austria.

Dan L. Danielopol, E-Mail: dldanielopol@icloud.com

Karl-Franzens University Graz, Institute of Earth Sciences, NAWI Graz Geocenter, Heinrichstraße 26, A-8010 Graz, Austria.

Development perspectives on aquatic ecology and management options for the Lower Lobau

Thomas Hein, Elisabeth Bondar-Kunze, Eva Feldbacher,
Andrea Funk, Wolfram Graf, Christian Griebler,
Gertrud Haidvogel, Severin Hohensinner, Gabriele Weigelhofer

The urban floodplain Lobau within the city limits of Vienna has been affected by the Danube regulation in the late 19th century leading to changes in the aquatic habitat composition and a reduced water exchange with the riverine main channel. As a consequence of the regulation, sedimentation and terrestrialization processes prevail. Still, the Lower Lobau remained as a green space, in contrast to the Upper Lobau, where settlements and agricultural area increased since the late 19th century. While the Lobau harbors a rich aquatic biodiversity and is part of the Danube Floodplain National Park, the high biodiversity and large number of protected species (e.g., high number of macrophyte species and amphibian species) as well as the ecological conditions of the surface and the groundwater system are threatened due to declining water levels, and fragmentation of waterbodies. In 2015, analyses of the potential effects of management scenarios to improve the water supply (S3 = constant water supply from the New Danube) and the dynamic water exchange (S20 = dynamic water supply) with a business as usual scenario (S0 = no extra water supply to the Lower Lobau) showed clear risks of S0 leading to a further decline of available habitats for various species, deteriorating the ecological conditions further. Scenario S3 will establish higher water levels in the floodplain system and can support the communities currently present, while the S20 would introduce dynamic water exchange conditions with the riverine main channel and allow an additional establishment of rheophilic communities, especially supporting a more diverse fish community. These analyses back in 2015 have not considered effects of climate change enhancing the drying of the floodplain systems. The current alarming situation in the floodplain systems of the Lower Lobau urges to take immediate actions in counteracting the loss of waterbodies and decline of surface water and groundwater levels considering new sources for water enhancement schemes and solving existing conflicts with drinking water production in terms of potential water quality risks.

Hein T, Bondar-Kunze E, Feldbacher E, Funk A, Graf W, Griebler C, Haidvogel G, Hohensinner S, Weigelhofer G (2023) Entwicklungsperspektiven zu Gewässerökologie und Managementoptionen für die Untere Lobau.

Die Lobau innerhalb der Stadtgrenzen von Wien ist stark von der Donauregulierung im späten 19. Jahrhundert betroffen, die zu einer Veränderung in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensräume und zu einem verringerten Wasseraustausch mit dem Hauptstrom geführt hat. Als Folge der Regulierung herrschen Sedimentations- und Verlandungsprozesse vor. Dennoch ist die Untere Lobau als Naturraum erhalten geblieben, im Gegensatz zur Oberen Lobau, die seit dem späten 19. Jahrhundert immer mehr in Siedlungs- und Landwirtschaftsflächen umgewandelt wurde. Obwohl die Lobau eine reiche aquatische Biodiversität beherbergt und Teil des Nationalparks Donau-Auen ist, sind die hohe Biodiversität und die große Anzahl geschützter Arten (z. B. eine große Anzahl von Makrophyten- und Amphibienarten) sowie die ökologischen Bedingungen des Oberflächen- und Grundwassersystems durch sinkende Wasserstände und die Fragmentierung der Gewässer bedroht. Analysen der potenziellen Auswirkungen von Managementszenarien zur Verbesserung der Wasserversorgung (S3 = konstante Wasserzufuhr aus der Neuen Donau) und des dynamischen Wasseraustauschs (S20) mit einem Business-as-usual-Szenario (S0 = keine zusätzliche Wasserzufuhr in die Untere Lobau) im Jahr 2015, ergaben ein eindeutiges Risiko, dass S0 zu einem weiteren Rückgang der verfügbaren Lebensräume für verschiedene Arten führt und die ökologischen Bedingungen weiter verschlechtert. Das Szenario S3 führt zu höheren Wasserständen im Auensystem und kann die derzeit vorhandenen Lebensgemeinschaften

erhalten, während S20 einen dynamischen Wasseraustausch mit dem Hauptgerinne initiiert und eine zusätzliche Etablierung von rheophilen Lebensgemeinschaften ermöglicht, die insbesondere durch eine vielfältigere Fischgemeinschaft gekennzeichnet sind. Bei diesen Analysen aus dem Jahr 2015 wurden die Auswirkungen des Klimawandels, der die Austrocknung der Auensysteme verstärkt, nicht berücksichtigt. Die derzeitige alarmierende Situation in den Auensystemen der Unteren Lobau macht es dringend erforderlich, sofortige Maßnahmen zu ergreifen, um dem Verlust von Gewässern und dem Rückgang des Oberflächen- und Grundwasserspiegels entgegenzuwirken, indem neue Möglichkeiten für Maßnahmen zur Kompensation des Wasserdefizits in Betracht gezogen und bestehende Konflikte mit der Trinkwassergewinnung im Hinblick auf potenzielle Wasserqualitätsrisiken gelöst werden.

Keywords: floodplain, Lobau, fragmentation, decreasing water table, biodiversity, management scenarios.

Floodplain status worldwide and along the Danube

Worldwide, riverine floodplains have been decoupled from riverine dynamics and exposed to land use changes, dramatically declining in their areal extent (Tockner & Stanford, 2002). These alterations have severe implications on the biodiversity of riverine landscapes and the various ecosystem services provided by floodplains (Tomscha et al. 2017). Hydro-morphological alterations, such as channelization, flood protection, river straightening, and land-use changes, as well as pollution have further impacted the ecological status of floodplains in the Danube River basin (Habersack et al. 2016; Tschikof et al. 2022). As a consequence, almost 80 % of former floodplain areas along the Danube River have been disconnected from the main river and converted to arable land and settlements, leading to severe reductions in their multiple ecological functions and the provision of ecosystem services (Hein et al. 2016; Stammel et al. 2018; Funk et al. 2019). Large-scale conservation and restoration actions are required to maintain and restore the integrity and multifunctionality of river floodplains in the Danube basin, especially focusing on biodiversity and the provision of ecosystem services (Funk et al. 2021; ICPDR 2021).

Basin-wide conservation and restoration efforts demand the assessment and further implementation at regional scales, especially in the Upper Danube reach, which currently shows the largest loss of intact floodplains (Hein et al. 2016). The Lobau, an urban floodplain within the city limits of Vienna and part of the Danube Floodplain National Park, is an example of such a highly degraded and widely used Danube floodplain. Especially the downstream part of the Lobau, the Lower Lobau, harbors (still) a high diversity of partly rare and protected plants and animal species and thus urgently deserves science-based discussions about potential measures and ways to solve current conflicts of uses (Sanon et al. 2012). A long-term interdisciplinary research project (2005-2015) provided predictions on the ecological, hydrological, and hydro-chemical development of the floodplain related to different hydrological management options (scenarios). One final outcome of the project was the identification of conflicts between the drinking water production and the ecological state of surface waters in the Lower Lobau (Sanon et al. 2012; Preiner et al. 2018), while other uses were not further investigated in the frame of this project (e.g., recreational uses). The main reasons for the current prohibition of surface water supply or reconnection measures are the suspected negative effects of the increased surface water-groundwater interactions on the quality of the groundwater used for drinking water production. Thus, no measures have been taken since the interdisciplinary project was finalized seven years ago (Trauner et al. 2016).

So far, no strategy to solve this conflict has been developed, while the ongoing climate crisis has further deteriorated the ecological status of the Lobau. In this article, an overview on the current ecological status and potential measures to improve the ecological conditions of the aquatic ecosystems are discussed and recommendations for urgent management actions are given. Aspects of terrestrial ecology are not considered in this article.

The Lobau Floodplain before and after the Danube regulation

Prior to the large river regulation in the 19th century, the Austrian Danube represented a gravel-dominated, laterally active anabranching river (Nanson & Knighton 1996) characterized by distinct fluvial dynamics and a combination of braiding and sinuous-meandering channels in the alluvial sections. Floodplains in the middle Danube reaches, such as the Lobau, were primarily built up of loosely deposited gravel and compact fine sediments (Nanson & Croke 1992; Hohensinner et al. 2022; Fig. 1). Channel shifts and cutting off of river bends were typical natural processes in the dynamic areas of the Danube, leading to the ongoing emergence of new habitats and transformation of existing habitats (Hohensinner et al. 2008). However, historical analyses show that the Lobau also had several stable areas over extended time periods which were characterized by siltation and ecological succession of aquatic and terrestrial habitats.

One specific geomorphological “hot-spot” was crucial for the evolution of fluvial land-forms in the Lobau. At the upstream end, where the tectonic subsidence ultimately reaches

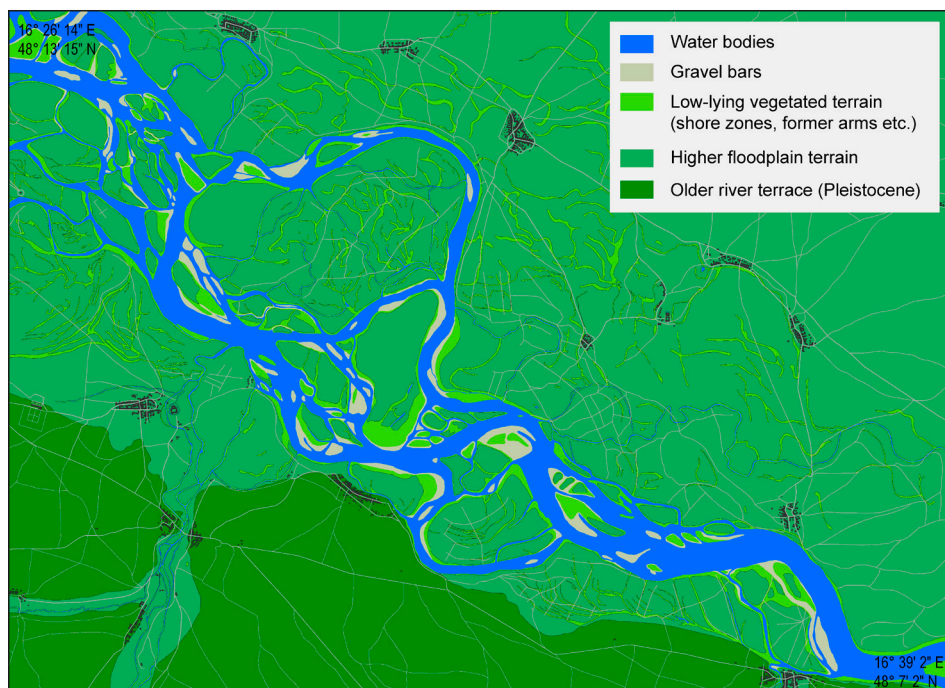


Fig. 1: Danube river landscape in the Lobau downstream of Vienna in 1726 (black dots: settlements; Eberstaller-Fleischanderl et al. 2004). – Abb. 1: Donau-Flusslandschaft in der Lobau stromabwärts von Wien 1726 (schwarze Punkte: Siedlungen; Eberstaller-Fleischanderl et al. 2004).

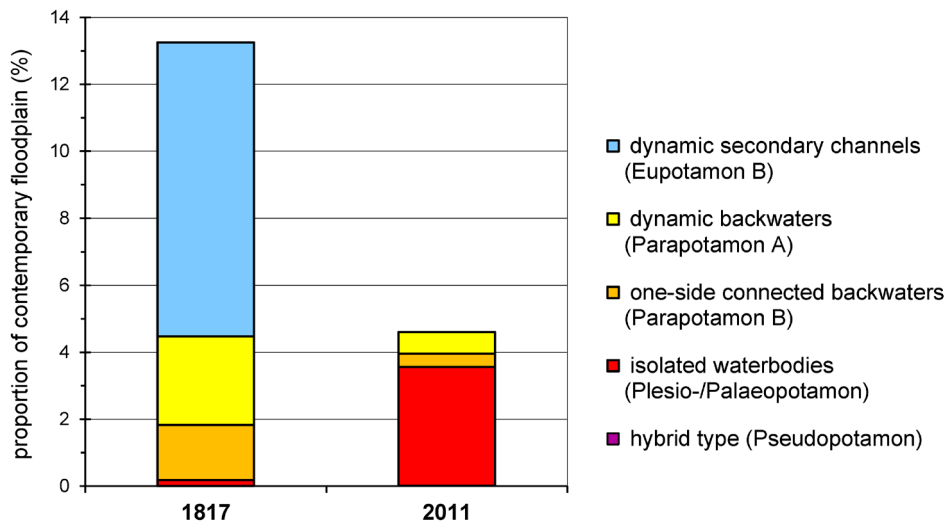


Fig. 2: Waterbody types in the Lower Lobau 1817 and 2011 (area shares in % of the contemporary floodplain that was formed in the last 500 years; Pseudopotamon is not visible due to minor areal extent; for definition of waterbody types see Hohensinner et al. 2011). – Abb. 2: Gewässertypen in der Unteren Lobau 1817 und 2011 (Flächenanteile in % des neuzeitlichen Auegebiets, das in den letzten 500 Jahren entstanden ist; Pseudopotamon ist aufgrund der geringen Flächenausdehnung nicht sichtbar; zur Definition der Gewässertypen siehe Hohensinner et al. 2011).

5,500 m below the current terrain surface (Schwechat Tief, Schwечат subsidence), a significant reduction in channel slope existed prior to the river regulation (Lorenzo 1819), leading to amplified fluvial dynamics (deposition and remobilization of sediments) and the formation of ice jams (Hohensinner & Pöpl 2022). Here, the floodplain was one of the broadest along the Austrian Danube River section. Around 1817, the (almost) permanently flowed through secondary channels amounted to 66 % of the total floodplain waterbodies (without the main river channels) or 8.8 % of the contemporary floodplain extent of the Lower Lobau, respectively (Fig. 2; the contemporary floodplain refers to the part of the river landscape that was formed under the climatic-hydrological conditions of the modern period since approximately AD 1500). Other types of backwaters were much less frequent (Hohensinner & Jungwirth 2009; Graf et al. 2013).

The first large river regulation in the Lobau was completed in 1836, when a two-kilometer long cut-off was created to shorten a river bend close to Fischamend and Schöna. In the following years, training walls and embankments were constructed along the main channel to improve navigation and prevent ice jam formation (Donau-Regulierungs-Kommission 1850). After the termination of the Viennese river regulation program around 1880, the Marchfeld flood protection levee was extended further downstream through the Lobau. This measure resulted in the separation of large parts of the floodplain from the river. Currently, the Lobau is only connected with the Danube at the downstream end (Schönaer Schlitz; Reckendorfer et al. 2013; Weigelhofer et al. 2015).

The various human interferences altered the composition of water bodies in the Lobau (Fig. 2). As many lotic secondary channels were cut off at their upstream ends, one-side connected backwaters increased. In 1875, at the end of the Viennese Danube regulation

program, the backwaters already showed a larger aerial expansion than the main channel, indicating an entirely unnatural hydro-morphological configuration. As a consequence of the progressive channelization and associated terrestrialization processes, the area of dynamic and one-side connected backwaters significantly declined, while isolated backwaters drastically increased in numbers (Fig. 2). In 2011, water bodies in the Lower Lobau only showed 35 % of their historical extent in 1817 (calculated without main channel, tributaries and the Lobau Harbour). While originally dynamic secondary channels have vanished, isolated water bodies dominate today.

The loss of water bodies in the Lobau floodplain, especially that of small and shallow ones, is still ongoing and will continue in the future if no measures are taken. Sedimentation rates of more than 40 cm until 2050 are predicted in stagnant backwaters near the inflow of the Danube into the Lobau due to fine sediment inputs from the Danube during flooding (Funk et al. 2014; Weigelhofer et al. 2015). In more distant isolated water bodies, sedimentation rates of up to 15 cm are expected due to primary production until 2050. Increasing and prolonged drought periods, going along with receding surface and subsurface water levels, will aggravate the situation further (Kling et al. 2012).

Land use and ecosystem services

While most areas of the former Viennese Danube floodplains were turned into residential areas, the Lobau remained as a green space. This was partly owed to the integration of the Lobau in the “Wiener Wald- und Wiesengürtel”, a green belt established around the city in 1905, to improve among others the air quality in the industrializing city. Another reason was the accessibility of the area, as in the beginning 20th century Lobau was not yet connected to the public transport network. But these circumstances did not prevent the area from various human uses which diversified and intensified especially during the 20th century.

Forestry and hunting were dominating uses in the whole area of Lobau over centuries. After 1918, the Upper and the Lower Lobau experienced different developments (Fig. 3). As the Upper Lobau was closer to the city of Vienna, especially agricultural areas increased considerably to more than 30 % of the total area. The total expansion of settlements in the 1920s and 1930s is difficult to estimate as with one exception (Biberhaufen; Eder & Eichert 2005) most of the settlements evolved without formal permission. However, the municipality tacitly accepted also these buildings and vegetable gardens because of the economic crises and the shortage of food for the Viennese population after World War I. In 1926, the Upper Lobau became a recreational place, whereas in the beginning an entrance fee had to be paid to access the still fenced area. This kind of cultural ecosystem service remains important in the Upper Lobau until nowadays (Eder & Eichert 2005).

The Lower Lobau was less affected by urban settlement expansion (Fig. 3). Around 1820, forests extended on 46 % of the total area, while aquatic habitats covered about 30 % and grasslands less than 14 %. Other land use types, such as arable land, were negligible. Typical soft wood tree species such as Poplar, Alder and Willows dominated. Forest management plans from the middle of the 20th century mention Grey Alder (*Alnus incana*), Black Poplar (*Populus nigra*) and Silver Poplar (*Populus alba*) (Forstoperat Untere Lobau 1947-1956). The trees provided mainly firewood, some hardwood trees were used for local hy-

draulic structures or various kinds of commodities. The Lower Lobau was an appreciated imperial hunting place where game was fostered.

The proportions of land use types changed only moderately during the 19th century. A moderate shift is noticeable after the Viennese Danube regulation. As the flood protection dikes prevented floods and thus hydromorphological dynamics, forests increased up to 61 %. In the period to come, decreasing groundwater tables and the lack of frequent surface inundation altered soil properties. This had an impact on the floodplain forests, where typical floodplain trees such as willows decreased. Despite the altered hydrology, human uses remained more or less the same until the middle of the 20th century.

In the 1950s, plans were developed to use groundwater from the Lower Lobau to supply Vienna with drinking water. Additionally, the growing agricultural production in the region Marchfeld east of Vienna showed an increasing demand for water. Starting with a few small wells for agriculture, an area of 10 km² was designated as drinking water protection zone. Groundwater works built in the 1960s served parts of Vienna east of the Danube with drinking water. Since 1988, the wells mainly secure the water supply of Vienna during peak demands and in case of maintenance work on the main water pipelines (Haidvogel et al. 2019).

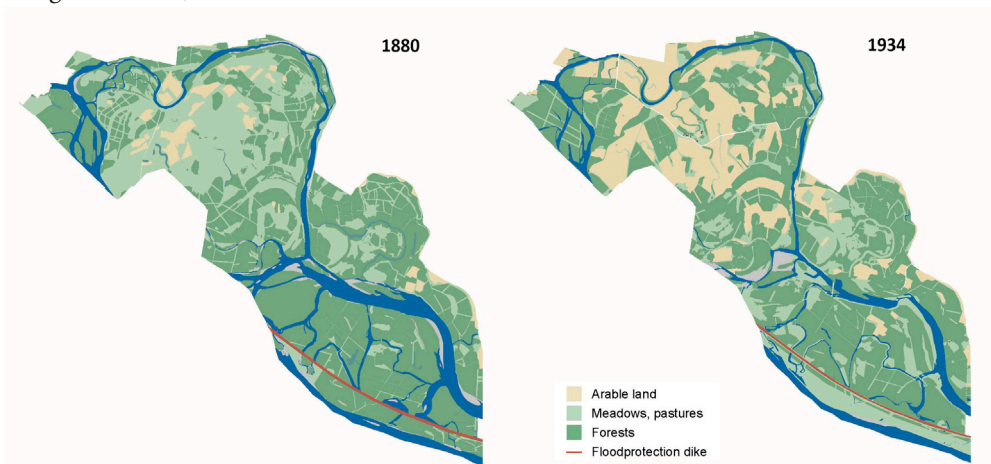


Fig. 3: Land use in the Lobau floodplains in 1880 (left) and 1934 (right). In contrast to the Upper Lobau, where arable land and grassland had increased to approx. 47 % at the expense of flood plain forests (24 %) by 1934, forests still dominated land use in the Lower Lobau. (Digitalization: Martin Perschl, Gertrud Haidvogel, visualization Friedrich Hauer, 2019). – Abb. 3: Landnutzung in der Lobau 1880 (links) und 1934 (rechts). Im Gegensatz zur Oberen Lobau, wo Acker- und Grünland bis 1934 auf Kosten der Auwälder (24 %) auf ca. 47 % zugenommen hatten, dominierte in der Unteren Lobau noch die Waldnutzung. (Digitalisierung: Martin Perschl, Gertrud Haidvogel, Visualisierung Friedrich Hauer, 2019).

Aquatic biodiversity and ecological functioning

Currently, the Lobau floodplain hosts a diverse flora and fauna with many species and habitat types of high protection status. Thus, the Lobau was designated as a site of European and International importance (NATURA 2000, UNESCO Men and Biosphere Reserve, RAMSAR) and is part of the Danube Floodplain National Park. Due to the high

proportion of lentic water bodies, the macrophyte abundance and diversity has strongly increased since the Danube regulation (Baart et al. 2010). So far, up to 156 macrophyte species have been identified, with 82 of them having a protection status (Austrian Red Lists; Barta et al. 2009; Janauer 2005, 2006; Weigelhofer et al. 2014). Particularly small isolated water bodies in the Lower Lobau are biodiversity hot-spots hosting many rare and endangered aquatic plant species (Barta et al. 2009).

The Lower Lobau also contributes to the phyto- and zooplankton diversity of the National Park (Chaparro et al. 2018). Compared to more connected but equally impacted sections of the Danube, the Lobau shows a high diversity of microcrustaceans (Chaparro et al. 2019). These relatively large and slow-growing planktonic species show a high dominance in low-flowing and undisturbed habitats typical for the Lobau (Baranyi et al. 2002). With a total of 46 recorded dragonfly species, the Lower Lobau is the most species-rich floodplain in Austria (Schultz 2008; Schulze & Schneeweih 2013). While the dragonfly fauna of the Lower Lobau is mostly dominated by generalists with a wide range of ecological requirements, endangered species, such as *Sympetrum meridionale*, *Somatochlora flavomaculata*, and *Orthetrum coerulescens*, can also be found. In addition, there are dragonfly species that are specialized in waters of different stages of sedimentation (e.g. *Leucorrhinia pectoralis*, protected according to the Habitats Directive, EC 1992) (Weigelhofer et al. 2014). Furthermore, 73 caddisfly species are known from the Lobau, which represents about 20 % of the total fauna of Austria and underlines the status of a high biodiversity hot spot. One caddisfly species, *Orthotrichia angustella*, was newly recorded for Austria. In addition to some widespread and common species, some specialties such as the bog-affine *Erotesis baltica* were found for the first time in eastern Austria, and a number of rarities from the Hydroptilidae family, such as *Hydroptila dampfi*, *H. simulans*, *H. pulchricornis*, *H. angustata*, *H. angulata* and *Oxyethira falcata*, were documented (Graf et al. 2012). With 50 % of all species detected, 36 species are listed in an endangerment category of the Austrian Red List (Malicky, 2009), with *Erotesis baltica* being classified as “Critically Endangered” in the highest endangerment category.

Regarding vertebrates, amphibia prefer small, fish-free, sun-exposed, and more or less vegetation-rich backwaters for reproduction, with *Rana dalmatina*, *Pelophylax spp.* and *Lissotriton vulgaris* also occurring in margin areas of the main secondary channel. Thus, isolated temporary backwaters with sufficiently long water permanence are important reproduction habitats for rare and protected amphibians such as the Danube Crested Newt (*Triturus dobrogicus*), the Fire-bellied Toad (*Bombina bombina*) and the European Common Spadefoot (*Pelobates fuscus*) (Schedl et al. 2009; Waringer-Löschenkohl et al. 1986, 2013). Furthermore, the Danube floodplains east of Vienna are the only reproduction areas of the European Pond Turtle (*Emys orbicularis*) in Austria (Korner et al. 2006), with about one third of the population found in the Lobau (Schindler et al. 2012). The fish community of the Lower Lobau is dominated by widely distributed eurytopic fish species. Rare, endangered and protected stagnophilic species can be found in less frequently connected (European Bitterling, *Rhodeus amarus*) or completely isolated waterbodies (e.g. Weatherfish, *Misgurnus fossilis*) (Schabuss & Reckendorfer 2006; Funk et al. 2013). In contrast, endangered rheophilic species (e.g. Nase, *Chondrostoma nasus* and Barbel, *Barbus barbus*) (Schabuss & Reckendorfer 2006) can only be found in and close to the dynamic connection to the Danube (Schabuss et al. 2013). The extensive reed belts of the Lobau offer habitats for reed-breeding waterbirds, such as the Little Bittern (*Ixobrychus minutus*) and the

Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus*) (Schulze & Schütz 2013), which reach higher densities in the Lobau than in other floodplains of the Danube Floodplain National Park (Frühauf & Sabathy 2006). The large waterbodies with their extensive sedimentation zones offer habitat for wading birds, such as different species of herons (e.g. *Ardea alba*), or swimming water birds, such as several protected duck species (e.g. *Anas querquedula* or *Aythya ferina*) (Frühauf & Sabathy 2006).

An important element of river floodplains is their shallow (meters to tens of meters deep) alluvial groundwater systems. They not only fulfill an important ecosystem service in terms of water and nutrient retention (Griebler & Avramov 2015), but are habitats densely colonized by microorganisms and invertebrates. In fact, it is the proximity to the surface lotic environment (as a source of energy) and the dynamic hydrological conditions that make them essential natural bioreactors and hot-spots of groundwater biodiversity. For Europe, a high hypogean biodiversity could be shown for individual sections of the alluvial aquifers and floodplains of the Rhone, the Rhine, and the Danube River (Dole-Olivier et al. 1994; Pospisil 1994). The Lobau, and in particular the Lower Lobau, as part of the Danube Floodplain National Park, is among the world hot-spots of groundwater fauna biodiversity (Danielopol & Pospisil 2001, Griebler et al. 2023). In the area of the early UNESCO biosphere reserve Lower Lobau, groundwater ecological research started in 1975 (Danielopol 1976, 1984, 1989, 1991; Pospisil 1994) with not less than 35 stygobiont invertebrate taxa recorded until the year 2000 (Danielopol & Pospisil 2001). Recently, after a pause of 20 years, groundwater ecological research in the Lobau has been revived underlining the biodiversity hot-spot status of the Lower Lobau (see Griebler et al. 2023).

Predictions for the future ecological development based on the business as usual scenario

A “business-as-usual” scenario (S0 = no extra water supply to the Lower Lobau) was modelled based on the development of the floodplain over the past 70 years which predicted further aquatic habitat losses by almost 20 % until 2050 (Böttiger 2011, Weigelhofer et al. 2020). Losses can be even higher as the model does not consider any changes in the hydrological conditions of the Danube due to climate change. Especially existing shallow and isolated water bodies are threatened, with severe consequences for the respective fauna, such as stagnophilic dragonflies (e.g. *Leucorrhinia pectoralis*, *Lestes barbarus*, *Sympetrum meridionale*), and amphibia (Funk et al. 2013; Weigelhofer et al. 2020). However, while main reproduction areas for amphibia, such as Göthenwasser and Hansgrund (Fig. 4), may dry out in the future, the increased fragmentation of the main secondary channel can create new habitats in the meantime. In contrast, *Emys orbicularis* needs less frequently connected but deeper water bodies for winter survival (e.g. Eberschüttwasser, Schwarzes Loch, Fig. 4) which will gradually disappear if water levels further decrease. These expected changes in the aquatic habitat mosaic need to be checked with empirical data and underlines the current water deficit. A further fragmentation of the main secondary channel and decreasing water levels during prolonged summer droughts will affect the eurytopic and rheophilic fish fauna negatively, especially when the connectivity to the Danube is further disrupted (Weigelhofer et al. 2020). Currently, the Lower Lobau does not provide habitats for endangered rheophilic Danube fish (e.g. Nase, *Chondrostoma nasus* and Barbel, *Barbus barbus*) (Schabuss & Reckendorfer 2006). Regarding the

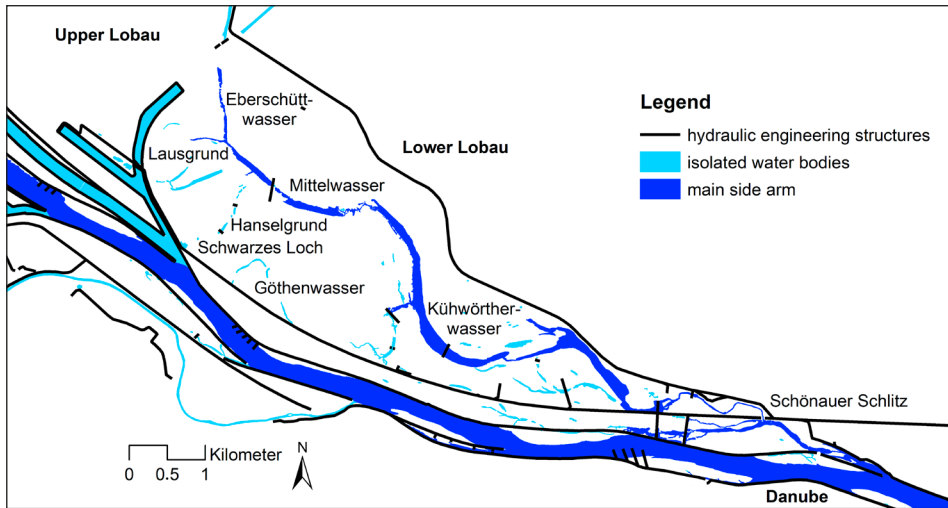


Fig. 4: Overview map of the Lobau with the sections Upper Lobau, Lower Lobau and their key areas. Isolated water bodies are labeled in light blue, the main secondary channel in dark blue. Black lines are indicating hydraulic engineering structures. – Abb. 4: Übersichtskarte der Lobau mit den Abschnitten Obere Lobau, Untere Lobau und deren Schlüsselbereichen. Isolierte Gewässer sind hellblau, der Hauptnebenarm dunkelblau eingezeichnet. Schwarze Linien weisen auf wasserbauliche Strukturen hin.

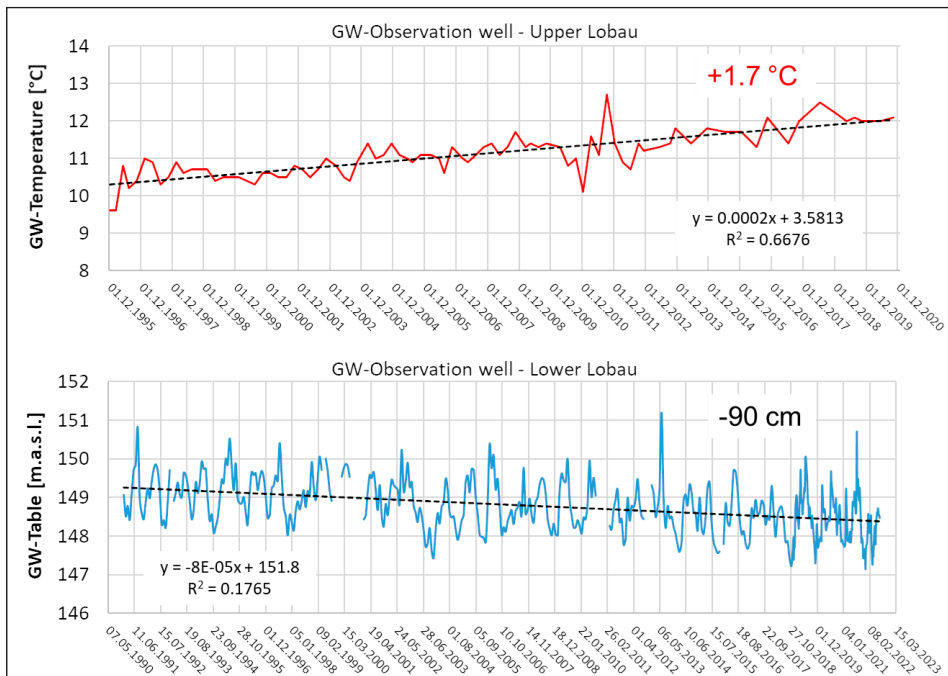


Fig. 5: 30 years trends of groundwater temperature and groundwater level at two monitoring wells located in the Upper and Lower Lobau. – Abb. 5: 30-jährige Entwicklung der Grundwassertemperatur und des Grundwasserspiegels an zwei Grundwassermessstellen in der Oberen und Unteren Lobau.

stagnophilic fish community only the Weatherfish *Misgurnus fossilis* may profit from the creation of new habitats in the course of further fragmentation. As reed zones will spread, reed-breeding birds will find more habitats for reproduction, especially those which prefer old reed stocks (Weigelhofer et al. 2020). However, reed-breeders that need dynamic areas with reed rejuvenation, such as the Great Reed Warbler, the Marsh Harrier, and the Great White Heron could suffer from habitat losses. The further extension of reed belts and the resulting increase in evapotranspiration will also aggravate the water deficits in the Lobau further (Weigelhofer et al. 2020).

The current trends of increasing groundwater temperatures in the entire Lobau and decreasing groundwater levels in the Lower Lobau (Fig. 5) may also pose a serious risk to groundwater biodiversity. While the temperature increase in the atmosphere and in surface water bodies is a global climate change phenomenon, the declining groundwater tables in the Lower Lobau are mainly caused by active water management decisions, i.e. prohibition of artificial surface water supply to the Lower Lobau justified by protective measures for drinking water production. Current data collected at individual spots in the Lower Lobau provide preliminary evidence that the timing and rhythm of maxima and minima in groundwater dissolved oxygen concentration and groundwater temperature have shifted (Griebler et al., unpubl. data). This pattern awaits systematic evaluation in the upcoming years.

Potential management scenarios for conservation and rehabilitation

Since the 1980s, various management concepts for a step-wise rehabilitation of the Lobau floodplain have been developed (Weigelhofer et al. 2013; Trauner et al. 2016). The overall aim of these concepts was the sustainable long-term protection of the current nature conservation state and the re-establishment of an increased hydrological dynamics of the secondary channels with the main channel (Fig. 4) of the Danube, considering the restoration potential of the respective sub-areas and local usages (e.g. tourism, drinking water supply). Due to its direct neighborhood to the city of Vienna and other smaller cities, a conservative approach was selected for the Upper Lobau. This approach mainly aimed at compensating the existing hydrological deficits, decreasing the water retention times in the main secondary channel to improve the self-purification capacity, protecting the established fauna and flora of lentic water bodies, and facilitating the establishment of rheophilic species in small lotic sections of the main secondary channel. Since 2001 water has been discharged from the New Danube and the Old Danube via the Mühlwasser into the Upper Lobau during the vegetation period (March to October), usually ranging between 0.2 to $0.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ discharge (Weigelhofer et al. 2011; Funk et al. 2009; Preiner et al. 2018). The New Danube as source of the water enhancement scheme was preferred over the Danube main channel due to the better and more predictable water quality. However, due to strict chemical, hygienic, and hydrological thresholds, less water than permitted ($0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) has effectively flowed through the Upper Lobau so far. An additional water supply via a newly created pipeline from the New Danube into the oxbow lake “Panozzalacke” can increase the water input into the Upper Lobau with a maximum of $1.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ from 2023 onwards.

For the Lower Lobau, various hydrological management scenarios were developed aiming at a partial re-connection of the main secondary channel with the Danube and the estab-

lishment of lotic conditions over larger reaches to facilitate the migration and colonization of rheophilic species (Weigelhofer et al. 2020). The management scenarios in the study 2011 to 2015 comprised:

(1) a restricted water supply from the New Danube, ranging from $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ to a maximum of $4.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (S3) to improve the water exchange through the main secondary channel (constant water supply with low amounts) and

(2) a hydrologically more dynamic water supply of $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ at Danube mean water (MW) levels (S20) to maximum peaks of up to $80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ during high flow conditions (at MW+ 1m) from the Danube, which creates lotic conditions along the entire main secondary channel and increases water levels in larger areas of the floodplain (Weigelhofer et al. 2020; Trauner et al. 2016). The channel network was adapted accordingly for the hydraulic modelling.

Based on the hydrological model and on habitat models (Funk et al. 2013), the potentially available habitats for the various protected species in the Lobau were estimated for the business-as-usual scenario S0 and the two management scenarios S3 and S20 until the year 2050 (Weigelhofer et al. 2020). To derive a prediction of the habitat availability in the different scenarios, species presence/absence data from the area of the whole National Park were modeled related to seven environmental parameters (upstream hydrological connectivity, downstream hydrological connectivity, sun exposure, maximal relative water depth at low, mean, and high water levels as well as water flow velocity at an annual flood event) using a generalized linearized model (GLM) approach described in Funk et al. (2013). Considering the actual distribution of species in the floodplain, the change in the potentially available habitats, and the respective conservation state, the three scenarios were ranked for the different species depending on their potential for improvement (5=good conservation status reached and further improvements; 4=good status reached, 3=good state not reached, but improvement), and deterioration (2=good state not reached, no habitat losses predicted; 1=good state not reached, further habitat losses predicted; for details, see Weigelhofer et al. 2020). The ranking was checked by experts of the National Park and the environmental protection agency via comparisons with other re-connected floodplains in the area and slightly adapted if necessary (e.g., in the case of over- or underestimations of the water flow velocity distribution).

The models predicted favorable conditions for the immigration and establishment of rheophilic macro-invertebrates in the lotic sections of the main secondary channel, while enough lentic habitats will remain for stagnophilic species. Similar observations have been made in the Upper Lobau (Funk et al. 2009). The improved water supply in the Lobau will create new isolated and shallow habitats in the currently dry areas which can be used by, e.g. stagnotopic dragonflies and amphibia as reproduction sites. These newly created habitats should compensate any losses of amphibian reproduction sites due to the increased hydrological connectivity and predatory pressure by fish (Waringer-Löschenkohl et al. 2013). Equally, the pond turtle *Emys orbicularis* should profit from the increase in both water areas and water depths. Thus, S3 and S20 scored equally high for most amphibians and the pond turtle, while the business-as-usual scenario S0 had the lowest score 1 (Weigelhofer et al. 2020; Fig. 6). Both reconnection scenarios (S3, S20) will change the potential habitat availability for macrophytes. The status quo is a shallow lake system offering favorable conditions for numerous macrophyte species. However, many of the currently diverse macrophyte habitats will get lost if the floodplain dries out further (S0). The controlled water

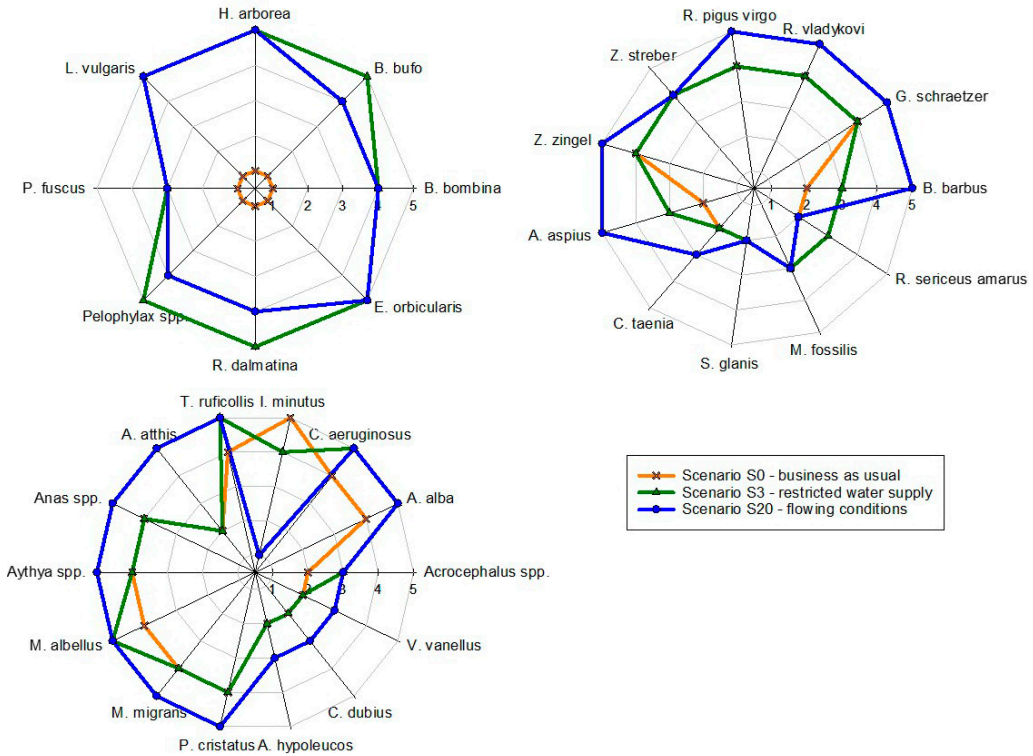


Fig. 6: Scores of the three hydrological scenarios for a: amphibia and the pond turtle, b: fish, and c: water birds depending on their potential for improvement (5=good conservation status reached and further improvements; 4=good status reached, 3=good state not reached, but improvement), and deterioration (2=good state not reached, no habitat losses predicted; 1=good state not reached, further habitat losses predicted) in the Viennese part of the Lobau. Species' full names: a: *Pelobates fuscus*, *Lissotriton vulgaris*, *Hyla arborea*, *Bufo bufo*, *Bombina bombina*, *Rana dalmatina*; *Emys orbicularis*; b: *Rutilus pigus virgo*, *Romanogobio vladkovi*, *Gymnocephalus schraetzer*, *Barbus barbus*, *Rhodeus sericeus amarus*, *Misgurnus fossilis*, *Silurnus glanis*, *Cobitis taenia*, *Aspius aspius*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*; c: *Alcedo atthis*, *Tachybaptus ruficollis*, *Ixobrychus minutus*, *Circus aeruginosus*, *Ardea alba*, *Vanellus vanellus*, *Charadrius dubius*, *Actitis hypoleucos*, *Podiceps cristatus*, *Milvus migrans*, *Mergellus albellus*. – Abb. 6: Bewertungen der drei hydrologischen Szenarien für a: Amphibien und Sumpfschildkröte, b: Fische und c: Wasservögel in Abhängigkeit vom Verbesserungspotenzial (5=guter Erhaltungszustand erreicht und zusätzliche Verbesserungen; 4=guter Zustand erreicht, 3=guter Zustand nicht erreicht, aber Verbesserung) und Verschlechterung (2=guter Zustand nicht erreicht, keine Lebensraumverluste vorhergesagt; 1=guter Zustand nicht erreicht, weitere Lebensraumverluste vorhergesagt) im Wiener Teil der Lobau. Vollständige Namen der Arten: a: *Pelobates fuscus*, *Lissotriton vulgaris*, *Hyla arborea*, *Bufo bufo*, *Bombina bombina*, *Rana dalmatina*; *Emys orbicularis*; b: *Rutilus pigus virgo*, *Romanogobio vladkovi*, *Gymnocephalus schraetzer*, *Barbus barbus*, *Rhodeus sericeus amarus*, *Misgurnus fossilis*, *Silurnus glanis*, *Cobitis taenia*, *Aspius aspius*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*; c: *Alcedo atthis*, *Tachybaptus ruficollis*, *Ixobrychus minutus*, *Circus aeruginosus*, *Ardea alba*, *Vanellus vanellus*, *Charadrius dubius*, *Actitis hypoleucos*, *Podiceps cristatus*, *Milvus migrans*, *Mergellus albellus*.

supply in S3 will increase the proportion of both shallow margin areas and deeper water bodies (important for submerged macrophytes) leading to improved habitat availability. In contrast, locally increased flow velocities in the main secondary channel are expected to lead to decreased macrophyte coverage and species numbers in those stretches (Baart et al. 2010; Trauner et al. 2016; Preiner et al. 2020). This development will be more pronounced in the S20 scenario due to more extended lotic sections.

In general, fish were expected to be positively affected by both S3 and S20 scenarios due to deeper water bodies and an increased connectivity among existing habitats (Fig. 6; Weigelhofer et al. 2020). These model predictions are supported by findings from other re-connection projects in adjacent floodplains in Orth and Regelsbrunn (Schabuss & Reckendorfer 2006; Zweimüller 2004), where especially young fish used the in- and outflow areas of the re-connected secondary channels. The highest potential for habitat gains of rheophilic fish showed S20. However, comparisons with the estimated historical species distributions revealed that even the S20 scenario cannot establish conditions necessary for endangered, strongly rheophilic Danube fish species (Weigelhofer et al. 2020). Similar as amphibians, the stagnophilic species *Rhodeus sericeus amarus* and *Misgurnus fossilis* may slightly benefit from the creation of new habitats (S3). In general, the scenarios, including S0, were more balanced for fish than for amphibians as neither large habitat gains nor large losses were predicted for the future.

Birds which use large water bodies for swimming or preying on fish (e.g. *Podiceps cristatus*, *Alcedo atthis*, *Milvus migrans*) should benefit from the larger water areas and the potentially increased fish population in both management scenarios S3 and S20 (Fig. 6) (Frühauf & Sabathy 2006). For gravel-breeders, only S20 has the potential for enough hydrological dynamics to move sediments and create new habitats. Reed-breeding birds preferring young reed stocks (e.g. *Acrocephalus spp.*) will profit from both S3 and S20 due to the creation of new reed habitats and the resulting rejuvenation. In contrast, reed-breeders preferring old stocks (e.g. *Ixobrychus minutus*) may lose habitats in the S20 scenario. Observations during the wet year 1999 showed similar trends for water birds as our model predictions, with habitat gains for most species except those breeding in dry reed belts (Frühauf & Sabathy 2006).

The scenario analyses confirmed that the scenario S0 without any additional water inputs will have severe consequences for the Lower Lobau regarding both the future habitat size and the habitat mosaic of (semi-) aquatic habitats, severely impacting the overall aquatic species diversity including the occurrence of protected species (Weigelhofer et al. 2020). While the current climate crisis has not yet been included in the S0 scenario, it is apparent that the situation will deteriorate further.

The scenario S3 will increase surface and subsurface water levels and water areas without changing the overall environmental conditions of aquatic habitats (only localized lotic conditions established). Thus, S3 will mainly support already established habitats and species. The ongoing terrestrialization will not be stopped entirely but partly compensated by the increased water levels.

The scenario S20 will allow lotic conditions in larger parts of the main secondary channel and may support the re-introduction of rheophilic species (Trauner et al. 2016, Weigelhofer et al. 2020). While the increased flow velocities and the increased connectivity (and predation by fish) may reduce areas currently used by stagnophilic species, the increased

water supply in the Lower Lobau entails the option for compensation measures, such as the creation of new shallow and isolated backwaters. Thus, this scenario has the highest potential for increasing the overall species diversity and initiating local geomorphic processes. The geomorphic template for this scenario was adapted to allow the discharge for the defined amounts, but no dynamic changes were included. These analyses do not include the groundwater fauna but it can be assumed that increased surface water levels, and subsequently higher groundwater levels, as well as more dynamic conditions would also show positive effects on the groundwater biodiversity of the Lobau.

Recommendations for a management approach to improve the ecological conditions of the Lower Lobau

Based on the findings from the presented as well as other studies and expert groups, the following recommendations can be given for the Lower Lobau to conserve and restore the aquatic biodiversity of this area while simultaneously maintaining other ecosystem services:

- Apply an adaptive management approach by giving the highest priority to the immediate compensation of the actual water deficits in the Lower Lobau water bodies and acquiring the knowledge needed to prepare the next steps. Each next implementation step needs to be supported by empirically gained, science-based evidence.
- Nominate an independent committee of experts that develops generally applicable, transparent evaluation criteria for the different ecosystem functions and ecosystem services, supervises the monitoring and assessment of the floodplain under the management measures already applied, and evaluates further management options for application. Urgent measures need to be taken to compensate the dramatic deficit in the surface water system in most upstream parts, based on scenarios already developed and based on the higher availability of water in the Upper Lobau.
- The effects of actual and new controlled water inputs allow to gain the needed knowledge base for next steps to mitigate water deficits in the whole floodplain, not only the most upstream parts. Update modelling results and integrate climate change effects and groundwater ecological aspects to assess the effects of further measures on the hydrological and ecological conditions of the floodplain.
- Further development of measures to achieve at least partly dynamic conditions for hydrological and ecological improvements. These measures need to consider the geomorphic conditions such as the high rate of sedimentation, the ecological habitat mosaic and human uses in the area, particularly drinking water production and recreational uses to be tested in model approaches and experimental settings.
- An integration of already identified stakeholders and representatives of the wider public should be considered in further planning processes.

Acknowledgments

This work was partially funded by the EU (European Regional Development Fund), the Water Authority of the City of Vienna (MA45, project 323A/2010/043), and the Austrian

Science Fund (FWF), project RIMECO, No. I5006-B, and was supported by the National Park Donau-Auen GmbH. We thank all colleagues with whom we collaborated in the various projects. We thank the editor, the reviewer Bernd Cyffka and one further reviewer for the helpful comments to improve the final version of this manuscript.

Literature

- Baart I, Gschöpf C, Blaschke, A P, Preiner S, Hein T (2010) Prediction of potential macrophyte development in response to restoration measures in an urban riverine wetland. *Aquatic Botany* 93(3), 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.06.002>
- Baranyi C, Hein T, Holarek C, Keckeis S, Schiemer F (2002) Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshwater Biology* 47(3), 473–482. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00822.x>
- Barta V, Schmidt-Mumm U, Janauer G A (2009) Adapting floodplain connectivity conditions—a prerequisite for sustaining aquatic macrophyte diversity in the UNESCO Biosphere Reserve Lobau (Austria). *Ecohydrology & Hydrobiology* 9(1), 73–81. <https://doi.org/10.2478/v10104-009-0037-5>
- Chaparro G, Horváth Z, O'Farrell I, Ptacnik R, Hein T (2018) Plankton metacommunities in floodplain wetlands under contrasting hydrological conditions. *Freshwater Biology* 63(4), 380–391. <https://doi.org/10.1111/fwb.13076>
- Chaparro G, O'Farrell I, Hein T (2019) Multi-scale analysis of functional plankton diversity in floodplain wetlands: Effects of river regulation. *Science of the Total Environment* 667, 338–347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.147>
- Council of the European Communities (1992) “Council Directive 92/43/EEC of 21 March 1992 on the conservation of natural habitats and wild fauna and flora,” Official Journal of the European Union L206 (Brussels: CEC), 7–50
- Danielopol D L (1976) The distribution of the fauna in the interstitial habitats of riverine sediments of the Danube and the Piesting (Austria). *International Journal of Speleology* 8, 23–51. <http://dx.doi.org/10.5038/1827-806X.8.1.3>
- Danielopol D L (1984) Ecological investigations on the alluvial sediments of the Danube in the Vienna area—a phreatobiological project. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 22(3), 1755–1761. <https://doi.org/10.1080/03680770.1983.11897571>
- Danielopol D L (1989) Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1), 18–35. <https://doi.org/10.2307/1467399>
- Danielopol D L (1991) Spatial-distribution and dispersal of interstitial Crustacea in alluvial sediments of a backwater of the Danube at Vienna. *Stygologia* 6(2), 97–110
- Danielopol D L, Pospisil P (2001) Hidden biodiversity in the groundwater of the Danube flood plain national park (Austria). *Biodiversity & Conservation* 10(10), 1711–1721. <https://doi.org/10.1023/A:1012098706986>
- Dole-Olivier M J, Marmonier P, Creuzé des Châtelliers M, Martin D (1994) Interstitial fauna associated with the alluvial flood plains of the Rhône River. In: Gibert J, Danielopol D L, Stanford J A (Eds), *Groundwater Ecology*, 313–346. Academic Press, San Diego, California
- Donau-Regulierungs-Kommission (1850) *Die Regulierung der Donau und der Bau einer stabilen Brücke über dieselbe bei Wien*. Sonderabdruck aus der Allgemeinen Bauzeitung 15, 41–137
- Eberstaller-Fleischanderl D, Hohensinner S, Jungwirth M (2004) Donau 1726–2001. *Flussmorphologische Entwicklung der Donau im Wiener Teil des Nationalparks Donau-Auen 1726–2001 (Bereich Lobau, Strom-km 1924,4–1907,6)*. Report to MA 49, City administration of Vienna

- Eder G, Eichert R, (2005) Trockenzeiten, die Wiener Lobau als Schutzgebiet, In: Umwelt Stadt, Geschichte des Natur- und Lebensraumes Wien. Brunner K, Schneider P (Hrsg.), Böhlau Verlag Wien – Köln –Weimar. S. 360–373
- Forstoperat Untere Lobau 1947-1956, Wirtschaftsbereich Mühllleithen. Unpublished manuscript, Österreichische Bundesforste
- Funk A, Reckendorfer W, Kucera-Hirzinger V, Raab R, Schiemer F (2009) Aquatic diversity in a former floodplain: remediation in an urban context. *Ecological Engineering* 35, 1476–1484. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.06.013>
- Funk A, Gschöpf C, Blaschke A P, Weigelhofer, G, Reckendorfer, W (2013) Ecological niche models for the evaluation of management options in an urban floodplain—conservation vs. restoration purposes. *Environmental Science & Policy* 34, 79–91. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.011>
- Funk A, Weigelhofer G, Feldbacher E, Hein T (2014) Nullvariante – Hydromorphologische Modellierung. Bericht im Rahmen des Projekts Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donauauen). Report for MA 45, City Administration of Vienna
- Funk A, Martínez-López J, Borgwardt F, Trauner D, Bagstad K J, Balbi S, Magrach A, Villa F, Hein T (2019) Identification of conservation and restoration priority areas in the Danube River based on the multi-functionality of river-floodplain systems. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.322>
- Funk A, Tschikof M, Grüner B, Böck K, Hein T, Bondar-Kunze E (2021) Analysing the potential to restore the multi-functionality of floodplain systems by considering ecosystem service quality, quantity and trade-offs. *River Research and Applications* 37(2) 221–232. <https://doi.org/10.1002/rra.3662>
- Frühauf J, Sabathy E (2006) Untersuchungen an Schilf- und Wasservögeln in der Unteren Lobau. Teil I: Bestände und Habitat. Report for Nationalpark Donau-Auen GmbH as part of the LIFE -project Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen
- Graf W, Leitner P, Hohensinner S (2012) Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen): Erhebung der Trichoptera 2011. Report for MA 45, City Administration of Vienna
- Graf W, Chovanec A, Hohensinner S, Leitner P, Schmidt-Kloiber A, Stubauer I, Waringer J, Ofenböck G (2013) Das Makrozoobenthos als Indikatorgruppe zur Bewertung großer Flüsse unter Einbeziehung auenökologischer Aspekte. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 65, 386–399. <https://doi.org/10.1007/s00506-013-0117-z>
- Griebler C, Avramov M (2015) Groundwater ecosystem services – a review. *Freshwater Science* 34, 355–367. <https://doi.org/10.1086/679903>
- Griebler C, Karwautz C, Rasch G, Fillinger L, Veits R, Junker R, Gaviria S, Fuchs A, Scharhauser F, Eisendle U, Steger J, Greilhuber M, Schiemer F, Pfingstl T, Pospisil P, Danielopol D L (2023) The Lobau and Danube Flood Plain National Park revisited – current inventory of a world hotspot of groundwater fauna biodiversity. *Acta ZooBot Austria*, this issue
- Habersack H, Hein T, Stanica A, Liska I, Mair R, Jäger E, Hauer C, Bradley C (2016) Challenges of river basin management: Current status of, and prospects for, the River Danube from a river engineering perspective. *Science of the Total Environment* 543, pp. 828–845. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.123>
- Haidvogel G (2023) The history of the Lobau in the 19th and 20th century: Land use change, diversification of human uses and long-term conflicts between conservation and utilization. *Acta ZooBot Austria* 159, 5–19
- Haidvogel G, Hauer F, Hohensinner S, Raith E, Schmid M, Sonnlechner C, Spitzbart-Glasl C, Winiwarter V (2019) Wasser Stadt Wien: Eine Umweltgeschichte. Zentrum für Umweltgeschichte Wien (ZUG)

- Hein T, Schwarz U, Habersack H, Niersu I, Preiner S, Willby N, Weigelhofer G (2016) Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. *Science of the Total Environment* 543, 778–790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.073>
- Hohensinner S, Eberstaller-Fleischanderl D, Haidvogel G, Herrnegger M, Weiß M (2008) Die Stadt und der Strom – Historische Veränderungen der Wiener Donau-Auen seit dem 18. Jahrhundert. *Abhandlungen der Geologischen Bundesanstalt* 62, 87–93
- Hohensinner S, Jungwirth M (2009) Hydromorphological characteristics of the Danube River – the historical perspective. *Österreichische Ingenieur- u. Architekten-Zeitschrift* 154 (1-6), 33–38
- Hohensinner S, Jungwirth M, Muhar S, Schmutz S (2011) Spatio-temporal habitat dynamics in a changing Danube river landscape 1812–2006. *River Research and Applications* 27 (8), 939–955. <https://doi.org/10.1002/rra.1407>
- Hohensinner S, Grupe S, Klasz G, Payer T (2022) Long-term deposition of fine sediments in Vienna's Danube floodplain before and after channelization. *Geomorphology* 398, 108038. <https://ssrn.com/abstract=3923538>
- Hohensinner S, Pöpl R (2022) The Danube Floodplain National Park: A Fluvial Landscape with Expiration Date? In: *Landscapes and Landforms of Austria*. Cham: Springer International Publishing, 2022, 193–206
- ICPDR (2021) Danube River Basin Management Plan 2021. IC–231. Vienna, Austria. International Commission for the Protection of the Danube River, p. 251. Available at: <https://www.icpdr.org/main/publications/danube-river-basin-management-plan-dr bmp-update-2021> (Accessed: 24 November 2022)
- Janauer G A (2005) Aquatic habitats in Vienna (Austria) – integrating ecology and urban water management. *Ecology and Hydrobiology* 5, 279–284
- Janauer G A (2006) Ecological control of macrophytes in floodplain lakes. *Ecology and Hydrobiology* 6, 19–24. [https://doi.org/10.1016/S1642-3593\(06\)70122-7](https://doi.org/10.1016/S1642-3593(06)70122-7)
- Kling H, Fuchs M, Paulin M (2012) Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *Journal of Hydrology* 424, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>
- Korner I, Reckendorfer W, Semrad J, Groiss M, Mair B, Reiter K, Rötzer H, Staudinger M (2006) Fachbeitrag Naturschutz / Biotopschutz Naturverträglichkeitserklärung, Teil 1, FFH-Arten und Lebensraumtypen. In: *Umweltverträglichkeitserklärung Flussbauliches Gesamtprojekt Donau östlich von Wien*
- Lorenzo C (1819) *Nieder Oesterreichische Donau–Stromkarte*, M: 1:7200, surveyed 1816–1817, published 1819, 69 maps, Provincial Library of Lower Austria, Sign. B II 82
- Malicky H (2009) Rote Liste der Köcherfliegen Österreichs (Insecta: Trichoptera). In: Zulka K P (Ed.), *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden*. Herausgegeben von Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 14(3), 319–359
- Nanson G C, Croke J C (1992) A genetic classification of floodplains. *Geomorphology* 4, 459–486. [https://doi.org/10.1016/0169-555X\(92\)90039-Q](https://doi.org/10.1016/0169-555X(92)90039-Q)
- Nanson G C, Knighton A D (1996) Anabranching rivers: their cause, character and classification. *Earth Surface Processes and Landforms* 21, 217–239. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199603\)21:3<217::AID-ESP611>3.0.CO;2-U](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199603)21:3<217::AID-ESP611>3.0.CO;2-U)
- Pospisil P (1994) The groundwater fauna of a Danube aquifer in the “Lobau” wetland in Vienna, Austria. In: Gibert J, Danielopol D L, Stanford J A (Eds), *Groundwater Ecology* 347–366. Academic Press, San Diego, California
- Preiner S, Weigelhofer G, Funk A, Hohensinner S, Reckendorfer W, Schiemer F, Hein T (2018) Danube Floodplain Lobau. In: Schmutz S, Sendzimir J. (Eds): *Riverine ecosystem management: Science*

- for governing towards a sustainable future. Aquatic Ecology Series Vol. 8. Springer, Cham 491–506. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3>, ISBN 978-3-319-73250-3
- Preiner S, Dai Y, Pucher M, Reitsema R E, Schoelynck J, Meire P, Hein T (2020) Effects of macrophytes on ecosystem metabolism and net nutrient uptake in a groundwater fed lowland river. Science of the Total Environment. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137620>
- Reckendorfer W, Funk A, Gschöpf C, Hein T, Schiemer F (2013) Aquatic ecosystem functions of an isolated floodplain and their implications for flood retention and management. Journal of Applied Ecology 2013, 50, 119–128. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12029>
- Sanon S, Hein T, Douven W, Winkler P (2012) Quantifying ecosystem service trade-offs: The case of an urban floodplain in Vienna, Austria. Journal of Environmental Management 111, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.008>
- Schabuss M, Reckendorfer W (2006) Die Hydrologie als Schlüsselparameter für die Verteilung der Adult- und Jungfischfauna im Altarmsystem der Unteren Lobau. Report for Nationalpark Donauauen GmbH, Wissenschaftliche Reihe 12
- Schabuss M, Zornig H, Hricova R (2013) Die Fischfauna der Unteren Lobau – Ergebnisse der Erhebungen aus dem Jahr 2012. Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Report for MA 45, City Administration of Vienna
- Schabuss M, Zornig H, Hricova R, Reckendorfer W (2013) Erhebung der Fischfauna im Nördlichen und Südlichen Lausgrund 2012. Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Report for MA 45, City Administration of Vienna
- Schedl H, Gollmann G, Pintar M (2009) Erhebung des Donaukammolches (*Triturus dobrogicus*) in der Lobau. Report to MA 22, City Administration of Vienna
- Schindler M, Schmidt M, Reckendorfer W (2012) Erhebung der Europäischen Sumpfschildkröte, Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Report for MA 45, City Administration of Vienna
- Schultz H (2008) Erhebung der Libellenfauna der Unteren Lobau. In: Faunistische Beweissicherung Dotation Untere Lobau 2007. Erhebung der Libellen, Amphibien und Brutvögel mit Gewässerbindung, Bericht des Projekts Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Report for MA 45, City Administration of Vienna
- Schulze C H, Schütz C (2013) Wissenschaftliche Beweissicherung Lausgrund: Erhebung der Brutvögel mit Gewässerbindung 2012. Bericht des Projekts Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Report for MA 45, City Administration of Vienna
- Schulze C H, Schneeweis S (2013) Die Libellen der unteren Lobau – Ergebnisse der Erhebungen aus dem Jahr 2012. Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Report for MA 45, City Administration of Vienna
- Stammel B, Amtmann M, Gelhaus M, Cyffka B (2018) Change of regulating ecosystem services in the Danube floodplain over the past 150 years induced by land use change and human infrastructure. Erde, 149(2–3), 145–156. <https://doi.org/10.12854/erde-2018-378>
- Tockner K, Stanford J A (2002) Riverine flood plains: present state and future trends. Environmental Conservation 29(3), 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Tomscha S A, Gergel S E, Tomlinson M J (2017) The spatial organization of ecosystem services in river-floodplains. Ecosphere, 8(3), e01728. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1728>
- Trauner D, Funk A, Pölz E M, Feldbacher E, Weigelhofer G, Reckendorfer W, Hein T (2016) Integrierte gewässerökologische Modellansätze zur Beurteilung von Gewässervernetzungsvarianten am Beispiel der Unteren Lobau. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. <https://doi.org/10.1007/s00506-016-0322-7>
- Tschikof M, Gericke A, Venohr M, Weigelhofer G, Bondar-Kunze E, Kaden U S, Hein T (2022) The potential of large floodplains to remove nitrate in river basins—The Danube case. Science of the Total Environment 843, 156879. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156879>

- Waringer-Löschenkohl A, Lengauer R, Schweiger E, Slapa C (1986) Aufnahme der Amphibienfauna in den Donauauen bei Schöna (Niederösterreich). *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* 124, 115–120
- Waringer-Löschenkohl A, Csarman E, Ruzek S, Reckendorfer W (2013) Erhebung der Amphibien 2012, Report for MA 45, City Administration of Vienna
- Weigelhofer G, Janac P, Hein T (2005) Erkenntnisse zur Ökologie aus dem Wasserwirtschaftlichen Versuch „Dotation Obere Lobau, Wien“ für eine nachhaltige Entwicklung urbaner Augewässer. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*. 9–10, 16–19. <https://doi.org/10.1007/BF03164452>
- Weigelhofer G, Hein T, Kucera-Hirzinger V, Zornig H, Schiemer F (2011) Hydrological improvement of a former floodplain in an urban area: Potential and limits. *Ecological Engineering* 37(10), 1507–1514. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.05.005>
- Weigelhofer G, Reckendorfer W, Funk A, Hein T (2013) Auenrevitalisierung - Potenzial und Grenzen am Beispiel der Lobau, Nationalpark Donau-Auen. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*. <https://doi.org/10.1007/s00506-013-0115-1>
- Weigelhofer G, Funk A, Feldbacher E, Hein T (2015) Nullvariante – Fachbericht im Rahmen des Projekts Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donauauen). Report for MA 45, City Administration of Vienna
- Weigelhofer G, Feldbacher E, Trauner D, Pölz E M, Hein T, Funk A (2020) Integrating conflicting goals of the EC water framework directive and the EC habitats directives into floodplain restoration schemes. *Frontiers in Environmental Science* 8, 538139. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.538139>
- Zweimüller I (2004) Der Einfluss der Öffnungsmaßnahmen auf die Fischfauna im Regelsbrunner Altarmsystem (The impact of restoration on the fish community of the “Regelsbrunner Au”). *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* 34, 137–154

Received: 15 12 2022

Addresses:

Thomas Hein, E-Mail: thomas.hein@boku.ac.at, ORCID: 0000-0002-7767-4607
Christian Doppler Laboratory for Meta Ecosystem Dynamics in Riverine Landscapes,
Department Water-Atmosphere-Environment, Institute of Hydrobiology and Aquatic
Ecosystem Management, University of Natural Resources and Life Sciences, Gregor-
Mendel-Str. 33, A-1180 Vienna;

WasserCluster Lunz – Biologische Station GmbH, Dr.-Carl-Kupelwieser-Promenade 5,
A-3293 Lunz am See.

Elisabeth Bondar-Kunze, E-Mail: elisabeth.bondar@boku.ac.at,
ORCID: 0000-0003-2114-4903

Christian Doppler Laboratory for Meta Ecosystem Dynamics in Riverine Landscapes,
Department Water-Atmosphere-Environment, Institute of Hydrobiology and Aquatic
Ecosystem Management, University of Natural Resources and Life Sciences, Gregor-
Mendel-Str. 33, A-1180 Vienna;

WasserCluster Lunz – Biologische Station GmbH, Dr.-Carl-Kupelwieser-Promenade 5,
A-3293 Lunz am See.

Eva Feldbacher, E-Mail: eva.feldbacher@wcl.ac.at, ORCID: 0000-0001-6267-8421
WasserCluster Lunz – Biologische Station GmbH, Dr.-Carl-Kupelwieser-Promenade 5,
A-3293 Lunz am See.

Andrea Funk, E-Mail: andrea.funk@boku.ac.at, ORCID: 0000-0002-0568-1234
Christian Doppler Laboratory for Meta Ecosystem Dynamics in Riverine Landscapes,
Department Water-Atmosphere-Environment, Institute of Hydrobiology and Aquatic
Ecosystem Management, University of Natural Resources and Life Sciences, Gregor-
Mendel-Str. 33, A-1180 Vienna;
WasserCluster Lunz – Biologische Station GmbH, Dr.-Carl-Kupelwieser-Promenade 5,
A-3293 Lunz am See.

Wolfram Graf, E-Mail: wolfram.graf@boku.ac.at, ORCID: 0000-0001-6559-0644
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Department of Water, At-
mosphere and Environment, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Manage-
ment, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Vienna.

Gertrud Haidvogel, E-Mail: gertrud.haidvogel@boku.ac.at, ORCID: 0000-0003-0784-4057

Christian Doppler Laboratory for Meta Ecosystem Dynamics in Riverine Landscapes,
Department Water-Atmosphere-Environment, Institute of Hydrobiology and Aquatic
Ecosystem Management, University of Natural Resources and Life Sciences, Gregor-
Mendel-Str. 33, A-1180 Vienna.

Severin Hohensinner, E-Mail: severin.hohensinner@boku.ac.at,
ORCID: 0000-0002-3517-0259

Christian Doppler Laboratory for Meta Ecosystem Dynamics in Riverine Landscapes,
Department Water-Atmosphere-Environment, Institute of Hydrobiology and Aquatic
Ecosystem Management, University of Natural Resources and Life Sciences, Gregor-
Mendel-Str. 33, A-1180 Vienna.

Gabriele Weigelhofer, E-Mail: gabriele.weigelhofer@boku.ac.at
WasserCluster Lunz – Biologische Station GmbH, Dr.-Carl-Kupelwieser-Promenade 5,
A-3293 Lunz am See;
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Department of Water, At-
mosphere and Environment, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Manage-
ment, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Vienna.

Christian Griebler, E-Mail: christian.griebler@univie.ac.at,
ORCID: orcid.org/0000-0002-8602-581X
University of Vienna, Department of Functional and Evolutionary Ecology, Djerassi-
platz 1, A-1030 Vienna. University of Vienna, Department of Functional and Evolutiona-
ry Ecology, Djerassiplatz 1, A-1030 Vienna.

Revitalisierung von Neben- und Altsarmstrukturen an großen Fließgewässern Ökologische Ziele, Planungsrahmenbedingungen, Methoden und Beispiele

Martin Mühlbauer, Gerald Zauner

Die Revitalisierung von Neben- und Altsarmstrukturen stellt insbesondere an großen Flüssen eine wesentliche Maßnahme im Sinne der Zielerreichungen der Wasserrahmenrichtlinie und der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie dar. Am Beispiel der österreichischen Donau, mit ihren umfangreichen anthropogenen Nutzungen wie Hochwasserschutz, Schifffahrt und Wasserkraftnutzung, wird die Herangehensweise bei der Erfassung von Revitalisierungspotentialen beschrieben. Die Potentiale für am morphologischen Urzustand orientierte Revitalisierungen gliedern sich an der österreichischen Donau dabei in die drei Bereiche mit verbliebenem Fließgefälle. Das sind die freien Fließstrecken, die Stauwurzelbereiche der Kraftwerke in den Stauketten, und die Aubereiche in Beckenlagen seitlich von Stauräumen. Als prioritäre Maßnahme ist die Wiederherstellung möglichst dynamischer Nebenarme in diesen Bereichen anzusehen, da damit die umfänglichste und beständigste Wiederherstellung ursprünglicher Lebensräume und den damit assoziierten Zönosen einhergeht. Daneben kommt aber auch dem Management von Stillgewässern, welche sich vielfach nicht selbst erhalten, wesentliche Bedeutung beim Erhalt und der Verbesserung der gewässerökologischen Funktionsfähigkeit zu. Entscheidend ist in beiden Maßnahmengruppen dabei die möglichst umfängliche Wiederherstellung von Schlüssellebensräumen. Anhand von Beispielen an der österreichischen Donau und am unteren Inn wird erläutert, wie dieses Ziel unter den jeweils maßgeblichen Rahmenbedingungen mit den verschiedenen Maßnahmen und Bauweisen erreicht werden kann.

Mühlbauer M, Zauner G (2023) Revitalization of secondary and oxbow structures on large rivers – ecological objectives, planning framework, methods and examples.

The restoration of side channels and oxbow structures, especially on large rivers, is an essential measure in terms of achieving the objectives of the Water Framework Directive and the Habitats Directive. Taking the Austrian Danube as an example, with its extensive anthropogenic uses such as flood protection, navigation and hydropower, the approach to determine the restoration potential is described. The main restoration potentials of the Austrian Danube are found in areas with remaining flow gradients. These are the free-flowing sections, the heads of the impoundments with still flowing water character and the floodplain areas beside the impoundments. In these areas, the restoration of the most dynamic side arms should be considered as the prioritized measure, since this can be accounted as the most comprehensive approach to restore pristine riverine habitats and to preserve riverine species. In addition, the preservation and management of stagnant water bodies, which in many cases are not self-sustaining, is also of major importance in improving the ecological functionality of water bodies. In both groups of described measures, the most comprehensive and most possible restoration of key habitats is crucial. Examples from the Austrian Danube and the Lower Inn are given to illustrate how this goal can be achieved with various measures and construction methods under the relevant framework conditions.

Keywords: river restoration, sidearms, oxbow lakes, ecological functionality, key habitats, flowing water character, Austrian Danube, Lower Inn.

Einleitung

Infolge von Regulierungsmaßnahmen hat sich die Hydromorphologie großer Flüsse in Mitteleuropa in den letzten beiden Jahrhunderten im Vergleich zu anderen Lebensräumen besonders stark verändert (Dynesius & Nilsson, 1994). Damit einher geht der Verlust großer Naturflusslandschaften samt ihren Lebensräumen mit einer artenreichen und vielfach produktiven Biozönose. Große Flüsse wiesen in den Beckenlagen bei entsprechend hohem Gefälle, Abfluss und Geschiebeaufkommen meist mehrarmige Flusstypen (Furkationstypen) auf, während bei geringem Gefälle Mäanderflüsse vorherrschten. Für Furkationen ist dabei typisch, dass Flussarme durch Verlagerungsprozesse entstehen aber auch wieder verlanden können. Durch Regulierungsmaßnahmen und späteren Kraftwerksbau wurden Flussarme abgetrennt sowie Mäander durchgestochen, die neuen Flussläufewasserbaulich fixiert und vielfach durch Kraftwerke aufgestaut. Der für diese Flusslandschaften typische Prozess der Morphodynamik durch Hochwässer, sprich die Verlagerung des Flussarms bzw. der Flussarme durch ein Wechselspiel aus Erosion und Akkumulation von Flusssedimenten, wurde dabei unterbunden und damit auch die laufende Neubildung von Neben- und Altarmen und aller weiteren flussassoziierten Lebensräume (Hohensinner & Jungwirth 2016).

Seit den 1980er Jahren gibt es in Österreich erste Bestrebungen zur Revitalisierung von Flusslandschaften. Die Renaturierung von Neben- und Altarmen rückte dabei sehr bald in den Fokus, da an ihnen die Lebensraumveränderung bzw. der weitere Verlust an Gewässerlebensräumen durch Entkopplung und Verlandung sehr gut ablesbar war und die Verbesserung gewässerökologischer Verhältnisse relativ einfach und konfliktfrei erschien. Die ersten Versuche, in der Donaueinflusstrecke Wachau Nebenarme wieder an die Donau anzubinden, sind aus heutiger Sicht als unzureichend einzustufen. Wie die nachfolgende Entwicklung zeigte, waren diese Anbindungen über Rohre oder kleine Flutmulden sogar kontraproduktiv, da diese abflussschwachen Anbindungen zwar Feinsedimente in den Neben-Altarm eingeleitet haben, die Fließgeschwindigkeiten aber nicht ausreichend waren, um diese auch durch das System zu transportieren, mit der Folge, dass die Nebenarme noch schneller verlandeten. Dies war der Beginn eines bis heute andauernden Lernprozesses bei der Planung von Nebenarmrevitalisierungen.

Durch die Gesetzgebung auf EU-Ebene in Form der Wasserrahmenrichtlinie und der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie wurde die Verbesserung der Flussökosysteme bzw. ihrer Arten und Lebensraumtypen zur Verpflichtung im öffentlichen Interesse, aus deren Titel Managementpläne und Gewässerbewirtschaftungspläne erstellt wurden. Die Maßnahmenkategorien *Gewässervernetzung* und *Revitalisierung von Nebengewässern* sind dabei wichtige Bestandteile dieser Planungsinstrumente.

Ökologische Ziele von Maßnahmenkonzepten

Am Beginn des konkreten Planungsprozesses von Revitalisierungsmaßnahmen stehen in der Regel Potentialstudien, welche die Möglichkeiten für die Behebung der flussökologischen Defizite unter den gegebenen Rahmenbedingungen überblicksmäßig erfassen (Zauner et al. 2008). Bis hin zum Umsetzungsprojekt sind dabei je nach Komplexität vielfach mehrere Planungsschritte erforderlich. Im Folgenden werden die aus Sicht der Autoren wesentlichen Planungsaspekte bei der Revitalisierung von Neben- und Altarmstrukturen am Beispiel der österreichischen Donau erläutert.



Abb. 1: Maßgebliche Fließgewässerhabitate (Schlüsselhabitate) in einem revitalisierten Donaunebenarm (Rossatz; Projekt LIFE Wachau) auf einen Blick (Anbruchufer mit Totholzeintrag, rasch überströmte Kiesfurt, Kolk/Rinner, verzahnte Seichtwasserzonen, flache dynamische Kiesbänke). – Fig. 1: Key river habitats in a restored side channel of the Danube (Rossatz; LIFE Wachau project) at a glance (undercut banks with wood-input, riffles, pools/runs, shallow water zones, dynamic gravel banks).

Zu Beginn der Entwicklung von Maßnahmenkonzepten steht die Betrachtung des flussmorphologischen Leitbildes im Sinne der ursprünglichen Flusslandschaft vor den wesentlichen anthropogenen Einflüssen. Dieses wird auch als visionäres Leitbild bezeichnet und steht für das Optimum an erreichbarer, gewässertypischer Lebensraumverbesserung und Wiederherstellung natürlicher Prozesse.

Die bestehenden Nutzungen schränken das Potential dafür jedoch erheblich ein. An der österreichischen Donau sind dies vor allem Flussregulierung und Hochwasserschutzanlagen, Wasserkraftnutzung und Schifffahrt. Ohne wesentliche Einschränkung oder gar Aufgabe dieser intensiven Nutzungen und den dadurch gegebenen Beschränkungen des Flusssystems ist eine vollständige Renaturierung des Flusslaufs im Sinne des ursprünglichen Wirkungsgefüges daher nicht möglich und es ist ein operationales/umsetzbares Leitbild zu entwickeln. Da insbesondere der Hauptarm der Donau den stärksten Restriktionen unterliegt, sind größere, am flussmorphologischen Leitbild orientierte Renaturierung vielfach nur seitlich davon möglich. Die Schaffung oder Revitalisierung von Nebengewässern bildet daher oftmals das größte Potential zur Wiederherstellung flusstypischer Habitate und Prozesse.

Wie Analysen der historischen Flusslandschaft der Donau zeigen, dominierten lotische Bereiche in Form von Haupt- und Nebenarmen das ursprüngliche Gewässersystem, während episodisch oder selten durchströmte Stillgewässer in ihrem Flächenausmaß von unterge-

ordneter Bedeutung waren (Hohensinner et al., 2004). Eine am Leitbild orientierte Revitalisierung von Nebengewässern bedeutet daher zunächst primär die Wiederherstellung ganzjährig, zum geringeren Teil auch saisonal oder periodisch durchströmter Nebengewässer, da deren Lebensräume im Vergleich zur ursprünglichen Flusslandschaft die größten Verluste aufweisen.

Durch Flussregulierung und Kraftwerksbau wurde die Fläche der Flussarme und der dynamischen terrestrischen Flächen in Form von Kies- und Sandbänken mit Pionier- und Jungwaldgesellschaft sehr stark reduziert. Außerdem haben die flussassoziierten Lebensräume generell durch Ausweitung der Siedlungsräume und Landwirtschaft stark abgenommen. Im Vergleich dazu haben, in Folge von Regulierungsmaßnahmen, Stillgewässer, in Form von Altwässern, sogar im Flächenausmaß zunächst zugenommen. Der Charakter dieser künstlich entstandenen Altarme unterscheidet sich jedoch sehr von den Altarmen der ursprünglichen Flusslandschaft. Regulierung und Kraftwerksbau erzeugten durch Abtrennung von großen Nebenarmen und Hauptarmen große Stillgewässer, die nunmehr isoliert (Plesiopotamon, Paläopotamon) oder nur mehr unterstromig angebunden (Parapotamon) vorliegen. Aufgrund der meist zu geringen Restdynamik waren und sind diese regulierungsbedingt entstandenen Stillgewässer in einem sukzessiven Verlandungsprozess. In den von Sohleintiefung geprägten Flussabschnitten (Fließstrecken und Stauwurzelbereiche) kommt hinzu, dass die Eintiefung des Hauptarms zum Absinken des (Grund-) Wasserspiegels und damit zu einer abnehmenden Benetzung von Nebengewässern führt bzw. geführt hat. Während sich in den Stauwurzelbereichen, durch die Verringerung des



Abb. 2: Altarm Altenwörth nach Umsetzung gewässerökologisch motivierter Maßnahmen (Schaffung von wechselfeuchten Flachufeln, Einbau von Baumstrukturen, Entfernung von Feinsedimenten aus der Tiefenlinie, jahreszeitliche Wasserstandsregelung) bei hoch reguliertem Wasserstand und überstauten Flachufeln; Projekt LIFE Network Danube Plus. – Fig. 2: Oxbow lake Altenwörth after implementation of aquatic ecologically motivated actions (creation of alternating wet shallow banks, installation of wood structures, removal of fine sediments from the Talweg, seasonal water level regulation) with high, regulated water level and flooded shallow banks; LIFE Network Danube Plus project.

Restgefälles, die Sohleintiefung nach Jahrzehnten sukzessive verlangsamt, schreitet die Sohleintiefung in den Fließstrecken, insbesondere in der Wachau, wo keine Gegenmaßnahmen ergriffen werden, weiter voran.

Auch wenn die so entstandenen Altarmstrukturen vielfach nicht als gewässertypisch anzusprechen sind, kommt ihnen je nach Struktur, Grad der Verlandung und hydrologischer Konnektivität große Bedeutung als Lebensraum für viele Arten der Fisch-, Amphibien-, Reptilien-, Molluskenfauna und Gliederfüßer sowie spezialisierter Pflanzengesellschaften zu. Bei Renaturierungsbestrebungen sollten Altarmstrukturen daher nicht ohne weiteres und keinesfalls ohne Begleituntersuchung und ggf. -maßnahmen wieder in durchströmte Nebenarme umgewandelt werden.

Zentral für die Lebensraumverbesserung durch gewässerökologische Maßnahmen, sowohl in durchströmten als auch stagnierenden Nebengewässer, ist die möglichst umfassende Wiederherstellung gewässertypischer Schlüssellebensräume wie beispielsweise in Abbildung 1 und Abbildung 2 dargestellt.

Maßnahmentypen, Rahmenbedingungen und Beispiele

Während in natürlichen Flusslandschaften Nebengewässer mit ihren verschiedenen Ausprägungen vielfach laufend neu entstehen und auch wieder verschwinden, sind in einem von Restriktionen und Fixpunkten geprägten System die Verhältnisse deutlich statischer. Im Hinblick auf die Revitalisierung von Neben- und Altarmstrukturen lassen sich unter diesen Rahmenbedingungen aus Sicht der Dynamik grob zwei Gruppen von Maßnahmen unterscheiden, zwischen denen sich das Spektrum diverser weiterer Renaturierungsmaßnahmen von Nebengewässern aufspannt:

- Renaturierung von möglichst dynamischen und vielfältigen Nebenarmsystemen mit hoher Dynamik zur Neubildung von Habitaten
- Schaffung, Erhalt, Strukturierung und Management von Stillgewässerstrukturen

Erstere Gruppe stellt dabei ein Ideal im Sinne einer möglichst umfassenden Wiederherstellung der verschiedenen gewässertypischen Schlüsselhabitate dar. Aufgrund der meist zahlreichen Einschränkungen für das Renaturierungspotential, z. B. fehlende Flächenverfügbarkeit, reduziertes Restgefälle, beschränkte Mittel für die ausreichende große Maßnahmenumsetzung, beschränkte Dotationswassermenge und/oder Hochwasserdynamik etc., kann dieses Ideal vielfach nicht oder nur abschnittsweise erreicht werden, sollte aber jedenfalls bei der Konzeptionierung und Planung von Nebengewässerrenaturierungen angestrebt werden. Je weniger Dynamik und mehr Tendenz zur Entkopplung zwischen Hauptfluss und Nebengewässersystem vorliegt, umso weniger kann auf die eigendynamische Erhaltung der Gewässer gesetzt werden und umso tendenziell häufiger müssen Maßnahmen zur Erhaltung von Gewässerhabitaten gesetzt werden. Am anderen Ende des Dynamikspektrums steht dementsprechend das Management von weitgehend statischen Stillgewässerstrukturen. Im Folgenden wird auf die Besonderheiten bei der Planung und Revitalisierung von einerseits möglichst dynamischen Nebenarmen und andererseits Stillgewässerstrukturen am Beispiel der österreichischen Donau und des Unteren Inn eingegangen.

Renaturierung von Nebenarmen

Nebenarme führen einen Teil des Abflusses eines verzweigten Fluss-Au-Systems. Auch in der heute deutlich statischeren Flusslandschaft, ohne Laufverlagerungen des Hauptarms, kann sich die Abflussaufteilung zwischen Haupt- und Nebenarmen infolge von lokalen Geländeänderungen wie Bank- oder Kolkbildung, aber auch generelle Entwicklungen wie etwa die Entkopplung von Hauptarm und Umland, beispielsweise durch Eintiefung des Hauptarms und/oder Auflandung des Umlands bzw. der Nebengewässer ändern. Breit regulierte oder eingetiefte bzw. sich eintiefende Hauptarme entziehen dem Umland die Abflussdynamik. Entscheidend für den Erhalt von dynamischen Nebengewässern ist daher, dass, ähnlich wie in der ursprünglichen Flusslandschaft, nach wie vor eine entsprechend hohe hydraulische Dynamik in das Umland bzw. Nebenarmsystem, insbesondere bei geschiebeführenden und flussbettbildenden Hochwässern, abgeleitet wird und durch ausreichend hohe Fließgeschwindigkeiten bzw. Sohlschubspannungen die Flusssohle und Uferzonen immer wieder umgelagert werden. Die Sohlschubspannungen sind dabei eine Funktion die mit der Dimension des Fließgewässers (Gewässerbreite und -tiefe) und dem Fließgefälle weitgehend linear zunimmt.

Nebenarme, die aufgrund zu geringer Tiefe, Breite und/oder zu geringem Gefälle die Ufer nicht entsprechend dynamisieren und aufgekommene Ufervegetation und stattgefundene Feinsedimentanlandungen, beispielsweise auch durch unnatürlich hohe Feinsedimentbelastung bei Remobilisierung aus Stauräumen, nicht mehr erodieren können, verlieren meist schon nach einigen Jahren bis Jahrzehnten den Großteil ihrer gewässerökologischen Wirkung, weil Flachuferzonen auflanden und die Durchströmung und Dynamik laufend weiter abnimmt. Stoffers et al. (2020) stellen dementsprechend den mittelfristigen Lebensraumverlust für rheophile Arten fest und fordern wiederkehrende Interventionen zum Erhalt der Fließgewässerfunktionen.

Für eine möglichst umfassende und dauerhafte Wiederherstellung der defizitären, funktionellen Fließgewässerhabitate (s. auch Abb. 1) und morphologischen Prozesse in Nebenarmen sollten folgende Parameter möglichst gut erfüllt sein:

1. Flächenverfügbarkeit für die Breite und Verlagerungsdynamik des Nebenarmsystems
2. Gewässertypisches bzw. ursprüngliches Fließgefälle in Verbindung mit gewässertypischer Hydrologie
3. Ausreichender Geschiebeinput für den langfristigen Erhalt des Fließgefälles und der Umlagerungsdynamik im System

In Fließstrecken und in den gefällereichen Stauwurzelsbereichen sind, bei entsprechender Flächenverfügbarkeit im Umland, die Bedingungen für eine leitbildorientierte Revitalisierung aufgrund des gewässertypischen Gefälles günstig. Allerdings zeigen Erfahrungen, dass bei bereits starker Entkopplung und/oder Verlandung, beispielsweise wenn die Sohllage des anzubindenden Nebenarmsystems über dem Niederwasserspiegel des Hauptstroms liegt, sich insbesondere schmalere Nebenarme kaum mehr morphologisch dynamisieren lassen (Zauner et al. 2006a). Für die Wiederherstellung einer flusstypischen Dynamik und eines entsprechenden Fließgewässercharakters ist in solchen Fällen die Annäherung der Sohl-niveaus von Haupt- und Nebenarm erforderlich, entweder durch die Hebung der Sohle des Hauptarms und/oder die Absenkungen der Nebenarmsohle. So kann, wie beispielsweise bei den Nebenarmrevitalisierungen in der Fließstrecke Wachau, der Sediment-

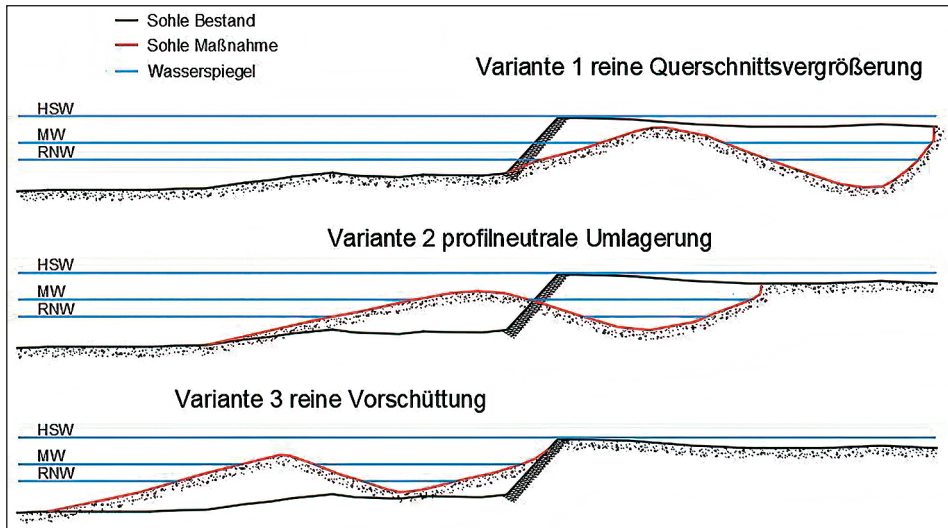


Abb. 3: Schematische Darstellung verschiedener Bauweisen von Strukturierungsmaßnahmen (flaches Kiesufer, Insel, Nebenarm) im Profil mit kennzeichnenden Wasserständen der Donau (RNW Regulierungsniedrigwasser, MW Mittelwasser, HSW höchster schiffbarer Wasserstand entspricht Hochwasser mit halbjährlicher Auftretswahrscheinlichkeit) bei großer, mittlerer und keiner Flächenverfügbarkeit im Umland. – Fig. 3: Schematic representation of different construction methods of restoration measures (shallow gravel banks, islands, side channels) in profile with characteristic water levels of the Danube (RNW low navigable water level, MW mean water level, HSW highest navigable water level reached or exceeded at a Danube water gauge on an average of 1 % of days in a year over a reference period of several decades) and with high, medium or no abundance of available surrounding areas.

aushub aus Nebenarmsystemen zur graduellen Sohlhebung des Hauptstroms verwendet werden und eine relativ kostengünstige Umsetzung ermöglicht werden. Durch abflussstärkere Nebenarme entsteht auch eine stärkere hydraulische Entlastung des Hauptstroms bei Hochwasser und damit ein wesentlicher Beitrag gegen die problematische Sohleintiefung.

Um die Fahrwassertiefen für die Großschifffahrt bei Niederwasser in Fließstrecken nicht zu verschlechtern, kann es jedoch sein, dass die Wassermengen, die bei Niederwasser aus dem Hauptarm in das Nebenarmsystem abgeleitet werden dürfen, stark eingeschränkt sind, wie dies beispielsweise bei Gewässervernetzungen östlich von Wien der Fall ist (Zauner et al. 2006a).

Je stärker die Flusslandschaft beeinträchtigt ist, umso stärker muss für eine wirksame Revitalisierung eingegriffen werden. Vielfach können gewässertypische Nebenarme nur mehr durch eine völlige Neuschaffung wiederhergestellt werden und Planungen müssen sich dabei an den Einschränkungen durch die diversen Nutzungen orientieren.

Abbildung 3 zeigt, wie bei verschiedenen Situationen der Raumverfügbarkeit regulierter Abschnitte naturnahe, unverbaute Ufer in Haupt- und Nebenarm wiederhergestellt werden können. Neben der Raumverfügbarkeit spielt aber auch die Hydraulik eine wesentliche Rolle. Variante 1, die Nebenarmschaffung durch Querschnittsvergrößerung, stellt an regulierten **Fließstrecken** alpin geprägter Flüsse ein häufig angewandtes Mittel dar, um neben der hydromorphologischen Verbesserung auch Aspekte der Sohlstabilität (ge-

gen Eintiefung) und der Verbesserung des Hochwasserschutzes zu bedienen. Zu berücksichtigen ist bei solchen Aufweitungen, dass es bei entsprechendem Geschiebeaufkommen im Bereich der Profilaufweitung mit Nebenarm zu Sohlhebungen und flussab davon zu Sohlabsenkungen kommen wird (Hunzinger 2004). Variante 3, die reine Vorschüttung, kommt vor allem zur Anwendung, wenn die mittlere Sohlage des Hauptflusses wieder gehoben, das Fließgefälle wiederhergestellt bzw. die Fließgeschwindigkeiten erhöht werden sollen. Ein weiterer Anlass für flächige Sohlhebungen bzw. Kiesschüttungen kombiniert mit Aufweitungen kann die Beseitigung von Migrationshindernissen sein, die zuvor durch die Sohleintiefung flussab von sohlfixierten Bereichen entstanden sind, wie das bei den Donauzubringern Große Rodl und Traun im Raum Linz durchgeführt wurde (Lauber et al. 2015) bzw. vorgesehen ist (Zauner et al. 2022). Diese Variante kann mitunter im Konflikt mit der bestehenden Hochwasserschutzsituation stehen (siehe weiter unten).

Variante 2, die mehr oder weniger profilneutrale Umlagerung, stellt den fließenden Übergang zwischen Variante 1 und 3 dar. Sie sollte aus hydromorphologischer Sicht zur Anwendung kommen, wenn sowohl Aspekte des Hochwasserschutzes und der hydraulischen Entlastung des Hauptarms als auch Aspekte der Ausweitung des Gewässerlebensraums sowie die graduelle Profileinengung des Hauptarms zur Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten gefragt sind. Hinsichtlich Vereinbarkeit mit der bestehenden Hochwasserschutzsituation hat Variante 2 gegenüber Variante 3 den wesentlichen Vorteil, dass sie hochwasserneutral errichtet werden kann und trotzdem durch die Vorschüttungen in den Hauptarm eine Verstärkung des Fließgewässercharakters durch Sohlhebung möglich wird und bei der Baumsetzung nur kurze Transportwege für die Umlagerung der Flusssedimente notwendig sind.

Auch in kraftwerksbeeinflussten Donauabschnitten, den **Stauwurzeln** bzw. Unterwasser-Eintiefungsstrecken, besteht, bei noch ausreichendem Restgefälle, Potential für die Wiederherstellung durchströmter, sich selbst erhaltender Nebenarme. Aufgrund der reduzierten Gefälleverhältnisse und der damit geänderten Hydraulik, müssen Nebenarme jedoch einen deutlich größeren hydraulischen Radius aufweisen, also größere Wassertiefe und Gewässerbreite, um entsprechend hohe Fließgeschwindigkeiten und zumindest abschnittsweise dynamische Uferzonen als wertvolle Schlüsselhabitate ausbilden zu können.

Insbesondere bei reduziertem Gefälle und/oder schmälere Nebenarmen sollten die Einstrombereiche auf voller Gewässerbreite bzw. trichterförmig ausgeformt werden, um möglichst wenig Energieliniengefälle durch technische Einlaufbauwerke oder Ufersicherungen zu verlieren. Zudem bilden sich im Bereich der Einstromöffnungen vielfach die dynamischsten Uferstandorte.

Besonders an Flüssen mit hoher Feinsedimentfracht wie Donau und Inn müssen sich selbsterhaltende Nebenarme daher, je nach lokalen Gefälleverhältnissen, eine Breite von bis zu 100 m und mehr aufweisen. Entsprechend groß sind die dafür erforderlichen Materialbewegungen. So wurden bei der Herstellung der Insel-Nebenarm-Systeme im Unterwasser des Donaukraftwerks Ottensheim-Wilhering (Zauner & Mühlbauer 2008) und des Innkraftwerks Ering-Frauenstein (Zauner et al. 2020, s. Abb. 4) jeweils mehr als 800.000 m³ Material innerhalb des Flusssystem umgelagert.

Diese reduzierten Gefälleverhältnisse der Stauwurzeln, welche diesen Zugang bei der Schaffung von Nebenarmen erforderlich machen, kommen dabei wie folgt zustande. Bei der Errichtung der Donaukraftwerke (Ausnahme KW Freudenu) wurde jeweils im Kraft-



Abb. 4: Insel-Nebenarm-System im Unterwasser des Innkraftwerks Ering-Frauenstein hergestellt nach Variante 2 (siehe Abbildung 3). – Fig. 4: Island-side channel system in the tailwater of the Inn power plant Ering-Frauenstein planned according to variant 2 (see Figure 3).

werksunterwasser die Flusssohle auf mehreren Kilometern eingetieft, um die Fallhöhe an den Kraftwerken zu erhöhen. Dadurch und durch den Rückstau des jeweils flussab liegenden Kraftwerksstaus wurde das Fließgefälle der Stauwurzelbereiche gegenüber den zuvor vorhandenen Fließstrecken bereits wesentlich reduziert. Weiters kommt teilweise hinzu, dass auch nach der maschinellen Sohleintiefung beim Kraftwerksbau sich oft die Sohle des Hauptarms in diesen Bereichen aufgrund des Geschiebedefizits weiter eingetieft hat. Beispielsweise sind aus der ca. 8 km langen Stauwurzel des Kraftwerks Greifenstein (Unterwasser Kraftwerk Altenwörth) allein in den ersten 10 Jahren nach Kraftwerkserrichtung im Zeitraum 1986 bis 1996 knapp 600.000 m³ Kies erodiert. Die Sohle hat sich dabei in weiten Bereichen um über einen Meter eingetieft (Zauner et al. 2008). Wie sich diese Eintiefungsprozesse auf die Wasserspiegellagen auswirken können, zeigen aktuelle Untersuchungen im Unterwasser des Donaukraftwerks Ottensheim-Wilhering. Die Mittelwasserspiegellage hat sich hier im Kraftwerksunterwasser seit Kollaudierung der Unterwassereintiefungssohle im Jahre 1985 um mehr als einen halben Meter zugunsten der Kraftwerksfallhöhe abgesenkt. Dabei ist das Restgefälle des unteren Drittels der Stauwurzel bei Mittelwasser weitgehend verschwunden und die oberen zwei Drittel der Stauwurzel haben sich parallel eingetieft und dabei ihr Gefälle weitgehend erhalten. Das Restgefälle der gesamten Stauwurzel hat sich aber von ursprünglich ca. 1,9 m bei Mittelwasser im Jahr 1985 um mehr als ein Viertel reduziert. Beim höchsten schiffbaren Wasserstand (HSW), welcher für die Sohl- und Uferdynamik wesentlich ist, hat sich das Restgefälle

sogar um über 70 cm reduziert (Frangez et al. 2021). Ein derartiger Verlust an Fließgefälle reduziert die Dynamik und Fließgewässerqualität und erhöht, infolge von reduzierten Fließgeschwindigkeiten, die Gefahr der Verlandung von Nebengewässern, bzw. verkürzt das Potential für Renaturierungsmaßnahmen mit entsprechendem Fließgefälle. Das Absinken des Wasserspiegels infolge der Erosionen in der Tiefenrinne reduziert die Wasserfläche im Hauptarm und angebundenen Nebengewässern. Speziell hochwertige Flachuferzonen werden weniger häufig überströmt und verwachsen mit Vegetation und gehen dauerhaft als Gewässerlebensraum verloren bzw. verschieben sich günstigstenfalls Richtung Flussmitte.

Vereinzelte wurden bereits Maßnahmen zum Erhalt des Restgefälles von Stauwurzelbereichen durch Geschiebewirtschaftung (Rückführung aus dem zentralen Stau, bzw. Zugabe) gesetzt (Zauner & Hauer 2008, Gabriel et al. 2012). Bestrebungen, die kollaudierten Sohl- und Spiegellagen wiederherzustellen, wie beispielsweise in einzelnen Kraftwerksunterwasserbereichen an Isar (Mühlbauer et al. 2018) und Traun (Zauner et al. 2022), erfolgen an der Donau bislang nicht, obwohl der Verlust des Restgefälles in den Stauwurzeln eine wesentliche Verschlechterung aus Sicht der Gewässerökologie bedeutet. Meist ist die Wiederherstellung der kollaudierten Unterwassersohle durch Geschiebezugabe auch kaum mehr möglich, da vielfach Planungen von Hochwasserschutzbauten auf der bereits eingetieften Sohle der Stauwurzelbereiche planerisch aufsetzen, obwohl dies im Widerspruch zu einer im Rahmen des Kraftwerksbaus zuvor kollaudierten, in der Regel deutlich höher liegenden Flusssohle, steht. Dementsprechend könnte eine Sohlanhebung im Sinne der kollaudierten Kraftwerksunterwassersohle ggf. die Hochwasserschutzziele in manchen Bereichen in Frage stellen.

Auch wenn die Wiederherstellung des ursprünglichen Restgefälles der Stauwurzelbereiche daher meist keine praktikable Option mehr sein wird, sollten folgende Mindestmaßnahmen für den Erhalt bzw. die Wiederherstellung der gewässerökologischen Funktionsfähigkeit der Stauwurzelbereiche, als ökologisch prioritäre Trittsteinbiotope in den Stauketten, jedenfalls gesetzt werden:

- Ausschöpfen der Renaturierungspotentiale in den Stauwurzeln inkl. Wiederherstellung eines vertretbaren Teils des verlorengegangenen Restgefälles
- Dauerhafter Erhalt des gesamten, dann noch vorhandenen Sohlagen- und Spiegellagengefälles sowie der Renaturierungsmaßnahmen in der Stauwurzel

Ein weiteres großes Potential für die Wiederherstellung von Nebenarmen, das bei den Kraftwerken in Beckenlagen besteht, bilden sogenannte **Umgehungsarme**. Sie verlaufen um das Kraftwerk und verbinden im Optimalfall bei maximaler Länge das Kraftwerksunterwasser mit der Stauwurzel im Oberwasser. Die Umgehungsarme bei den Donaukraftwerken Ottensheim-Wilhering (Zauner et al. 2017) und Altenwörth (Mühlbauer 2022) weisen eine Länge von 14,3 bzw. 12,5 km auf und verlaufen zum Großteil im Bereich von im Zuge des Kraftwerksbaus umgeleiteten Zubringern. Beschränkend für die Flächigkeit und Qualität des erreichbaren Fließgewässerlebensraums wirken bei Umgehungsarmen erstens vor allem die Flächenverfügbarkeit für so lange, zusammenhängende Gewässerstrecken. Sowie zweitens die Wassermengen, welche Kraftwerksbetreiber bereit sind, zusätzlich zur bestehenden Hydrologie von Zubringern, Sickergräben und Flutmulden, für die Basisdotations und die dynamische Dotations abzugeben, welche für einen ökomorphologisch hochwertigen Fließgewässerlebensraum erforderlich sind. Dazu ist an-

zumerken, dass mit weiter ansteigender Dotation der Zugewinn an Gewässerlebensraum kontinuierlich kleiner wird. Die Dimension solcher Umgehungsarme im Kompromiss mit Kraftwerksbetreibern sollte aber zumindest so groß sein, dass auch Adulttiere der größtenmaßgebenden Fischart einen ganzjährigen Lebensraum vorfinden. Im Unterschied zu den oben angeführten Nebenarmtypen kann hier die Dotation über technische Ableitung aus dem Stauraum bzw. der Stauwurzel garantiert werden. Eine weitere große Stärke dieses Nebenarm-Typs ist, neben der Möglichkeit damit die Durchgängigkeit für aquatische Organismen beim Kraftwerk umfassend wiederherzustellen, dass das ursprüngliche Talgefälle trotz Kraftwerksnutzung vorhanden ist und für dynamische Prozesse genutzt werden kann. Auch die Anbindung relikitärer Augewässer abseits der Rückstaudämme an den Hauptarm wird so möglich. Da das gesamte Gefälle des Kraftwerks zur Verfügung steht, können auch mit – im Vergleich zur Hydrologie ursprünglicher Nebenarme oder in einer Stauwurzel hergestellter Nebenarme – deutlich geringeren Durchflussmengen hochwertige Fließgewässerbereiche in Umgehungsarmen geschaffen werden. Das flächige Ausmaß der dadurch geschaffenen einzelnen Schlüsselhabitate, wie z. B. Kieslaichplätze auf überströmten Kiesflächen, ist dadurch freilich deutlich geringer, kann allerdings auf deutlich längeren Strecken hergestellt werden. Auch die dauerhafte Schaffung von dynamischen, strukturierten Flachuferzonen (s. Abb. 1) als wertvolle Jungfischhabitate ist nur möglich, wenn wiederkehrend Hochwässer stattfinden bzw. gezielt Spülungen im Umgehungsgerinne durchgeführt werden, welche Uferzonen erodieren und Geschiebe umlagern. Dies ist beispielsweise bei den dynamisch dotierten Umgehungen bei den Donaukraftwerken Ottensheim-Wilhering, Altenwörth (s. Abb. 5) und dem Innkraftwerk Ering (s. Abb. 6) der Fall (Mühlbauer et al. 2022).

Ein großes Nebenarmsystem an der österreichischen Donau (Mittelwasserabfluss im Längsverlauf ca. 1.400 bis 1.900 m³/s) wies in der ursprünglichen Situation durchaus ca. 100 bis 500 m³/s Mittelwasserabfluss und eine entsprechend große Hochwasser- und Verlagerungsdynamik auf. Das erste Umgebungsgewässer an der österreichischen Donau mit entsprechender Laichplatzqualität für Kieslaicher ist die Fischwanderhilfe beim Donaukraftwerk Freudenau/Wien in Form eines Umgehungsgerinnes (Eberstaller & Pinka 2001). Das Gerinne ist ca. 6 bis 9 Meter breit, ca. 1 km lang, wird mit 1,5 bis maximal 3,6 m³/s dotiert, und weist mit einem Gefälle von durchschnittlich 6,7 Promille das ca. 15-fache Gefälle der Donau auf. Diese Hydromorphologie weicht noch recht stark von einem donautypischen Nebenarm ab, läutete aber die Entwicklung hin zum späteren Bau großflächigerer, gewässertypischer Umgehungsarme ein. Der vorläufige Höhepunkt dieser Entwicklung stellt der Umgehungsarm beim Donaukraftwerk Altenwörth dar. Mit ca. 40 Hektar Wasserfläche bei einem Mittelwasserabfluss (unter Einbeziehung von Zubringern) von 17 m³/s sowie einer wiederkehrenden Hochwasserdynamik bis 100 m³/s und mehr kommt diese Hydromorphologie einem kleinen Nebenarm der Donau schon deutlich näher. Bei entsprechender Verfügbarkeit von Flächen, Abfluss und Finanzmitteln können solche Systeme jedoch noch weiter ausgebaut werden und die Verfügbarkeit gewässertypischer Schlüsselhabitate bedeutend ausgeweitet werden. Im Prinzip weisen alle Kraftwerke mit mehr oder weniger weitläufigen Vorlandflächen Potential für solche dynamischen Umgehungsarme auf.

Neben den oben erwähnten, einschränkenden Planungsrahmenbedingungen können neue oder reaktivierte Nebenarme in Konflikt mit Grundwassernutzungen stehen, falls diese zu geringe Abstände zu Brunnen aufweisen. Bei den zwei Gemeindebrunnen, die bei den



Abb. 5: Umgehungsarm beim Donaukraftwerk Altenwörth; kleines Bild: unterster Abschnitt zwischen Altarm und Kraftwerk in Form eines neu geschaffenen 3 km langen Nebenarms; großes Bild: strukturierter Abschnitt im Bereich des weiter flussauf liegenden Umleitungsgerinnes der Zubringer Kamp und Krems (LIFE Network Danube Plus). – Fig. 5: Bypass arm at the Danube power plant Altenwörth; small picture: lowest section between the old Danube and the power plant in the form of a newly created 3 km long side channel; large picture: restored section in the area of the diversion channel of the tributaries Kamp and Krems further upstream (LIFE Network Danube Plus).

Nebenarmrevitalisierungen Rührsdorf-Rossatz betroffen waren, wurden deshalb Entkeimungsanlagen eingebaut, um etwaige Qualitätsprobleme in der Trinkwasserversorgung zu vermeiden. Bei der derzeit laufenden Planung der Revitalisierung des Nebenarmprojekts Petronell in der Fließstrecke östlich von Wien werden sogar Synergien zwischen dynamischem Nebenarmsystem und Grundwassernutzung genutzt, da nur durch einen entsprechend morphodynamischen Nebenarm mit unkolmatierter Sohle der Aquifer im Bereich des Brunnenfeldes ausreichend mit Wasser versorgt werden kann.

Schaffung, Erhalt, Strukturierung und Management von Stillgewässerstrukturen

Stillgewässer weisen durch Verlandung in der Regel eine Entwicklung hin zu semiaquatischen und schließlich terrestrischen Lebensräumen auf. Eine Ausnahme sind altarmartige Strukturen, die bei Hochwasser stark durchströmt oder gezielt zur Hochwasserentlastung genutzt werden und durch diese Spülereignisse entsprechend erhalten bleiben. Grundsätzlich verlanden aber die meisten Stillgewässer sukzessive und gehen langfristig verloren.

Zum Erhalt der verschiedenen Stillgewässertypen in ihren verschiedenen Sukzessionsstadien und ökologischen Funktionen sind, ohne die natürliche Neubildung durch sich verlagernde und abschnürende Flussarme, daher Maßnahmen zum generellen Management und in der Regel auch wiederkehrender Instandhaltung erforderlich, auf die im Folgenden eingegangen wird.

Eine hauptsächlich fischökologische motivierte Maßnahme ist die **Anbindung** – meist unterstromig **an den Hauptarm** – damit Fischarten, die Stillgewässer zum Ablaichen aufsuchen, verbesserte Reproduktionsbedingungen vorfinden bzw. generell Fischwanderungen zwischen Hauptarm und Altwasser entsprechend den jahreszeitlichen, art- und altersspezifischen Ansprüchen der Fischfauna wieder erfolgen können.

Gehen Wasservolumen und -flächen durch Verlandung und/oder Absinken des (Grund-) Wasserspiegels in kritischem Maße verloren, können die **Entfernung von Sedimenten** und/oder die **Hebung des Wasserspiegels** angezeigt sein.

Bezüglich der Entfernung von Feinsedimenten aus bestehenden Altwässern mit noch verbliebener Benetzung hat sich in den letzten Jahren, neben der Entlandung mit Hydraulikbaggern vom Schiff, eine weitere Methode etabliert, die Entlandung mit schwimmenden Saugbaggern. Mit ersterer wurden beispielsweise der Wallseer und Ottensheimer Donaualtarm sowie das Altwasser in der Schildorfer Au nahe Passau großflächig vertieft und strukturiert. Mit der zweiten, vergleichsweise wenig invasiven Methode der Saugbaggerung wurden zuletzt die Donaualtwässer Ziegelofenwasser/Kronau bei Tulln (60.000 m³), Hößgang Kastln (30.000 m³) und Altenwörther Altarm (75.000 m³) entlandet. Sind Altarmstrukturen bereits sehr stark verlandet, kann die Baggerung mit in der Regel kostengünstigeren landgebundenen Geräten durchgeführt werden, wie beispielsweise bei den Altarmen in der Wachau.

Eine Möglichkeit, den Wasserspiegel in Altwässern zu heben und die Wasserbenetzung zu vergrößern, ist die **Dotation** von Wasser. Die Dotation von Stillgewässern mit Oberflächenwasser ohne entsprechende Spüldynamik birgt grundsätzlich die Gefahr, dass sich Nährstoffe und insbesondere Feinsedimente im Stillgewässer akkumulieren und ggf. zu unnatürlicher Eutrophierung, in den meisten Fällen aber zur Verlandung mit Feinsedimenten führt. Wenn möglich sollte daher eine Dotation nur mit Klarwasser erfolgen oder die Dotation bei Hochwasser so dynamisch gestaltet werden, dass eine eigendynamische Räumung von bereits erfolgten Feinsedimentanlandungen und die Dynamisierung von eingewachsenen Ufern möglichst sichergestellt wird. Eine andere Möglichkeit, den Wasserspiegel in Altarmen zu heben ist, die Entwicklung von Hochpunkten im Längsverlauf eines Altarmsystems. Dies können beispielsweise naturnahe Kiesfurten sein, welche das dem Stillgewässer zutretende Grundwasser bzw. die Altarmdotation anstauen. Vielfach werden Altarmstrukturen regulierungsbedingt aber auch durch künstliche Traversen angestaut, sodass hier eine konstruktive Möglichkeit der Wasserstandsregelung besteht. Solche naturnahen oder künstlichen Querelemente sollten insbesondere in größeren Altarmen, die dem Parapotamon oder Plesiopotamon mit entsprechender Fischzönose zuzuordnen sind, möglichst gut fischpassierbar ausgebildet werden.

Eine Maßnahme, welche vor allem die Uferzonen von Altwässern aufzuwerten vermag, ist die Wiederherstellung **jahreszeitlicher Wasserstandsschwankungen** mit für die meisten großen Flüsse typischen niedrigeren Wasserständen vom Spätsommer bis Winter und höheren Wasserständen im Frühjahr und Sommer. Kombiniert mit bestehen-



Abb. 6: Das neugeschaffene, dynamisch dotierte Umgehungsgerinne Ering/Inn (Bildvordergrund) kann über drei Verbindungskanäle (hervorgehoben durch blaue Linien) mit dem Eringer Altwasser (Bildhintergrund) verbunden werden. Je nachdem welcher der drei Verbindungskanäle geöffnet ist, stellt sich im Altwasser ein hoher, mittlerer oder niedriger Wasserstand ein. Die so erzielten jahreszeitlichen Wasserstandsschwankungen betragen im Altwasser ca. 1,5 m und erzeugen großflächige wechselfeuchte Uferzonen. – Fig. 6: The newly created, dynamically flooded bypass channel Ering/Inn (foreground) can be connected to the oxbow-lake Ering (background) via three channels (highlighted by blue lines). Depending on which of the three channels is open, the water level in the oxbow lake is high, medium or low. The seasonal water level fluctuations achieved in the oxbow lake amount to approx. 1.5 m and create large-scale alternating wet bank zones.

den oder neu geschaffenen **Flachufern**, entstehen großflächig wechselfeuchte Uferzonen für die spezialisierte Annuellen- und Schlammlingsflur, Amphibienhabitate, Laichwiesen für krautlaichende Fische mit hochproduktiven Jungfischhabitaten sowie Nahrungshabitate für Wasservögel (s. Abb. 2). Es sind mehrere Möglichkeiten denkbar, wie in Altwässern mit statischem Wasserstand wieder ökologisch wertvolle jahreszeitliche Schwankungen erreicht werden können. Beim Altarm Altenwörth/Donau (Mühlbauer 2022) und Altwasser Ering/Inn (Zauner et al. 2020) wurden beim fischpassierbaren Auslauf der Altarme drei Öffnungen auf drei verschiedenen Niveaus vorgesehen. Je nachdem welche dieser drei Öffnungen offen ist, stellt sich im Altarm durch das auslaufende Wasser ein anderer Wasserspiegel ein (s. Abb. 6 u. Abb. 7). Auch durch die Veränderung des Zuflusses können, wenn der Abfluss über einen relativ engen Bereich mit steiler Abfluss-Wasserstands-Beziehung erfolgt, entsprechende Schwankungen in Altwässern erzeugt werden.



Abb. 7: Der Altmarm Altenwörth wird seit Errichtung des gleichnamigen Donaukraftwerks (1986) über eine Traverse rückgestaut. Im Rahmen des Projekts LIFE Network Danube Plus wurde die bestehende Fischwanderhilfe (Beckenpass) verlängert und mit drei Einlaufbauwerken (blaue Pfeile) versehen. Je nachdem welches der drei Bauwerke geöffnet ist, stellt sich im Altmarm flussauf der Traverse (Bildvordergrund) ein hoher, mittlerer oder niedriger Wasserstand ein. Die so erzielten jahreszeitlichen Wasserstandsschwankungen betragen im Altmarm ca. 0,5 m und erzeugen großflächige wechselfeuchte Zonen auf den neugeschaffenen Flachufem (siehe Abbildung 2). – Fig. 7: Since the construction of the Danube power plant Altenwörth (1986), the oxbow lake Altenwörth has been impounded via a traverse. Within the framework of the LIFE Network Danube Plus project, the existing fish migration facility was extended and was provided with three inlet structures (blue arrows). Depending on which of the three structures is open, the water level in the oxbow lake upstream of the traverse (foreground) is high, medium or low. The achieved seasonal water level fluctuations amount to approx. 0.5 m in the oxbow lake and create large alternating wet zones on the newly created shallow banks (see Figure 2).

Die Wiederherstellung dauerhafter Benetzung und größerer Wassertiefen in Altmarmen bedeutet grundsätzlich eine Umwandlung von wechselfeuchten Gewässern (Lebensraum für Amphibien) in Richtung von Fischhabitaten. Dadurch können Konflikte zwischen verschiedenen Schutzziele entstehen, die entsprechender Begleitmaßnahmen bedürfen. Die Schaffung von amphibischen Ersatzhabitaten bzw. die Entwicklung eines Mosaik-Zyklus-Konzeptes, bei dem alle relevanten Habitattypen in einem räumlichen Zyklus zeitlich durchgehend repräsentiert sind, können solche Konflikte vermeiden. Grundsätzlich bleibt anzumerken, dass ohne das Zurückwerfen der Verlandungssukzession vielfach alle Gewässerlebensraumtypen langfristig verloren gehen werden.

Ergebnisse von Nebengewässerrevitalisierungen und Diskussion

Die verschiedenen Maßnahmenkonzepte für die oberösterreichische und niederösterreichische Donau (Zauner et al. 2006a; Zauner et al. 2006b; Zauner et al. 2008) und der Inngrenzstrecke zwischen Bayern und Österreich (Zauner et al. 2010) beschreiben zahlreiche Potentiale für Renaturierungsmaßnahmen. Die Revitalisierung von Nebengewässern stellt dabei den Hauptteil des Maßnahmenpotentials dar. In den letzten 20 Jahren wurde in einigen Streckenabschnitten ein wesentlicher Anteil der möglichen Maßnahmen bereits umgesetzt, in anderen Abschnitten sind die Maßnahmenpotenziale nur in geringem Umfang realisiert worden. Bei vielen, bereits umgesetzten Maßnahmen besteht auch Potential für eine weitere Verbesserung der ökologischen Funktion durch räumliche und funktionelle Ausweitung. So wurde beispielsweise das Nebenarmsystem Rührsdorf-Rossatz nach ersten Reaktivierungsmaßnahmen im Projekt LIFE Wachau im 15 Jahre später umgesetzten Projekt LIFE+ Auenwildnis Wachau verlängert und verbreitert. Die Verbreiterung des Nebenarmsystems wurde dabei auch hauptsächlich dadurch begründet, dass sich im Rahmen des zuvor durchgeführten fischökologischen Monitorings gezeigt hat, dass breitere Nebenarme infolge der deutlichen variableren Hydromorphologie und größeren Dynamik auch eine deutlich bessere Fischbesiedelung und generell bessere Habitatfunktion für FFH-Schutzgüter aufwiesen (Zauner et al. 2017).

Ein Donauabschnitt in dem schon ein Gutteil des beschriebenen Maßnahmenpotentials umgesetzt wurde, ist die Fließstrecke der ca. 33 km langen Wachau. Die aktuelle Uferstrukturkartierung ergibt, dass von den 102 km Uferlinie bei Mittelwasser bereits 30 km von Renaturierungsmaßnahmen geprägt sind (s. Abb. 8). Knapp 20 km der Ufer kommen dabei in den durchströmten Nebenarmen und unterstromig angebundenen Altarmen in den Talweitungen der unteren und oberen Wachau zu liegen. Diese Maßnahmen wurden zum Großteil im Rahmen von drei EU LIFE Natur Projekten umgesetzt.

Viele Faunenelemente haben davon profitiert. So auch die Indikatorarten für dynamische Uferzonen wie die Limikolen Flussuferläufer und Flussregenpfeifer sowie der Eisvogel. In den 1990 Jahren hat Dvorak (2009) den Brutbestand des Flussuferläufers im Important Bird Area (IBA) Wachau noch mit 6-8 Brutpaaren kartiert. Durch LIFE bzw. LIFE+ Nebenarmprojekte (Wachau, Mostviertel-Wachau, Auenwildnis Wachau) und Kiesschüttungen hat sich das Vorkommen verdoppelt und ist mit 5-6% ein national bedeutender Bestand. Auch der Eisvogelbestand hat von den Donaunebenarmen profitiert. Wurde er von Dvorak (2009) im IBA-Wachau noch mit ca. 5 Brutpaaren angegeben, schätzt ihn Seehofer (schriftl. Mitt.) aktuell auf ca. 10 Paare.

Während das erste der drei LIFE-Projekte in der Wachau in der Kritik stand, durch die Revitalisierung und ganzjährige Durchströmung der bereits stark verlandeten Nebenarme in Rührsdorf-Rossatz wertvolle Amphibienhabitate zerstört zu haben, wurden in den Folgeprojekten, als Ersatzlebensräume und zur gezielten Förderung, über 50 Amphibiengewässer geschaffen.

Die Verbesserung der fischökologischen Verhältnisse war eines der Hauptziele der Renaturierungsprojekte in der Wachau. Nachdem seit Mitte der 1980er Jahre ein starker Rückgang des Fischbestands dokumentiert war, konnte im Rahmen des fischökologischen Monitorings beim LIFE+ Projekt Mostviertel Wachau erstmals eine Stabilisierung festgestellt werden (Zauner et al. 2014). Diese bestätigt sich im aktuell fertig gestellten Projekt LIFE+ Auenwildnis Wachau (Zauner et al. 2022). Bemerkenswert ist auch die so ge-

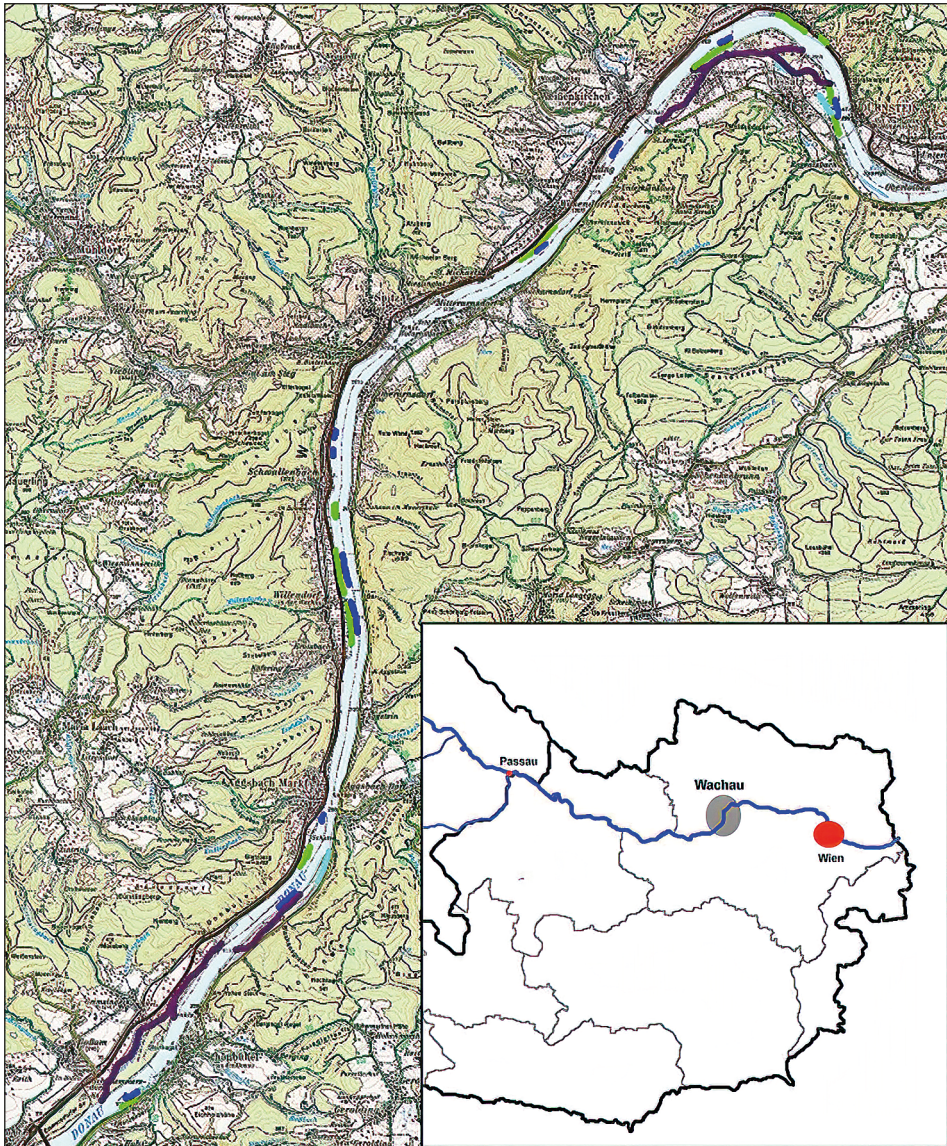


Abb. 8: Übersicht der Renaturierungsmaßnahmen in der Donauffließstrecke Wachau/Niederösterreich (violett: durchströmte Nebenarme, hellblau: unterstromig angebundene, entlandete Altarmstrukturen, dunkelblau: Kiesinseln, grün: Kiesufer/-bank (Kartengrundlage ÖK 50). – Fig. 8: Overview of the river restoration measures in the Danube free-flowing section Wachau/Lower Austria (violet: permanent flowing side channels, light blue: downstream connected oxbow lakes, dark blue: gravel islands, green: gravel banks (map basis ÖK 50).

nannte Rheophilisierung der untersuchten Nebenarme. Darunter ist die Besiedelung mit strömungsliebenden Arten wie Barbe und Nase, aber auch FFH-Schutzgütern wie Streber, Weißflossengründling und Frauennerrfling zu verstehen. So konnte im Nebenarmsystem

Rührsdorf-Rossatz, selbst bei niederen Wasserständen, ein Anteil von über 60 % rheophilen Fischen dokumentiert wurde. Diese Rheophilisierung kann offensichtlich nur erreicht werden, wenn die Nebenarme entsprechend ganzjährig durchströmt sind. Bei den in der Fließstrecke östlich Wien vor über 20 Jahren angebundenen Nebenarmen, welche erst über Mittelwasser durchströmt werden, konnten rheophile Fischarten praktisch nur bei erhöhter Wasserführung nahe den Einströmbereichen nachgewiesen werden (Zauner et al. 2006a). Analysen der Fischbesiedelung der fünf Nebenarme der Wachau zeigten zudem, dass die Fischbestandsdichte bei den breiteren und damit in der Regel auch besser strukturierten Flussarmen deutlich höher ist (Zauner et al. 2014). Das heißt, dass auch durch die Verbreiterung und weitere Strukturierung der bereits revitalisierten Nebenarme, welche im Vergleich zur ursprünglichen Situation noch als schmal zu bezeichnen sind, weitere wesentliche gewässerökologische Verbesserungen möglich sind.

Sinnbildlich für die Trendwende des Fischbestands ist auch der Brutversuch des Seeadlers in der Wachau 2022, der erste seit vermutlich über 150 Jahren (schriftl. Mittl. Kraus). Der Fischbestand, als Nahrungsgrundlage für eine Reihe von Schutzgütern, steht in der Wachau unter besonderem Stress. Neben der die ganze Donau betreffenden Güter- und Kabinenschifffahrt, kommt in der Wachau eine besonders ausgeprägte Ausflugsschifffahrt hinzu. Insbesondere der schiffahrtsbedingte Wellenschlag führt nachweislich zu einer starken Beeinträchtigung des Jungfischaufkommens (Hirzinger et al. 2002; Wolter & Arlinghaus 2003). In durchströmten Nebenarmen finden die Fischlarven und Jungfische teilweisen bis weitgehenden Schutz vor dem Wellenschlag vor. Die Dichten früher Jungfischstadien zeigten sich in den geschützten Flachuferbereichen der Nebenarmsysteme der Wachau durchschnittlich 50-mal höher als in gleichwertigen Uferstrukturen des Hauptarms (Ratschan et al. 2012). Da diese Erkenntnisse bislang nicht zu in dieser Hinsicht wünschenswerten Geschwindigkeitsbeschränkungen für die Schifffahrt in sensiblen Bereichen bzw. Zeiten geführt haben, und da das Larven- und Jungfischstadium als Flaschenhals für die Fischbestandsentwicklung einzuschätzen ist, kommt Nebenarmen daher eine besondere Bedeutung bei der Stabilisierung und Förderung der Fischbestände zu. Besonders hohe Jungfischdichten wurden in den Flachuferzonen des Umgehungsarms beim Donaukraftwerk Ottensheim-Wilhering festgestellt. Dass der Nebenarm, aufgrund seiner Länge von über 14 km, frei von schiffahrtsbedingtem Wellenschlag ist, dürfte ein wesentlicher Grund für die hohen Jungfischdichten sein (Zauner et al. 2017). Im Frühjahr 2020 konnten im Hauptstrom der Donau sehr hohe Jungfischdichten festgestellt werden wie sie mit standardisierten Methoden bislang an der österreichischen Donau noch nicht dokumentiert werden konnten. Dies lässt sich auf die lockdown-bedingte Sperre der Personenschifffahrt zu Beginn der Coronapandemie zurückführen (Zauner et al. 2023).

Auch beim fischökologischen Monitoring von entlandeten, strukturierten und unterstromig angebundenen Altrarmstrukturen in der Wachau konnte der Zuzug großer Laichfischmengen aus der Donau beobachtet und das erfolgreiche Abbläichen von Krautlaichern auf den wechselfeuchte, krautigen Flachufeln sowie das Auftreten hoher Jungfischdichten nachgewiesen werden (Zauner et al. 2014). Für den langfristigen Erhalt von Altrarmstrukturen sind, aufgrund des kaum mehr gegebenen Potentials der Flüsse zur diesbezüglichen Habitatneubildung, Managementmaßnahmen unerlässlich. Viele Altrarme sind aber bereits weitgehend oder ganz verlandet. Für das relativ junge Thema der umfassenden Altwasserentlandungen bedarf es aber sicher noch einer stärkeren Bewusstseinsbildung und

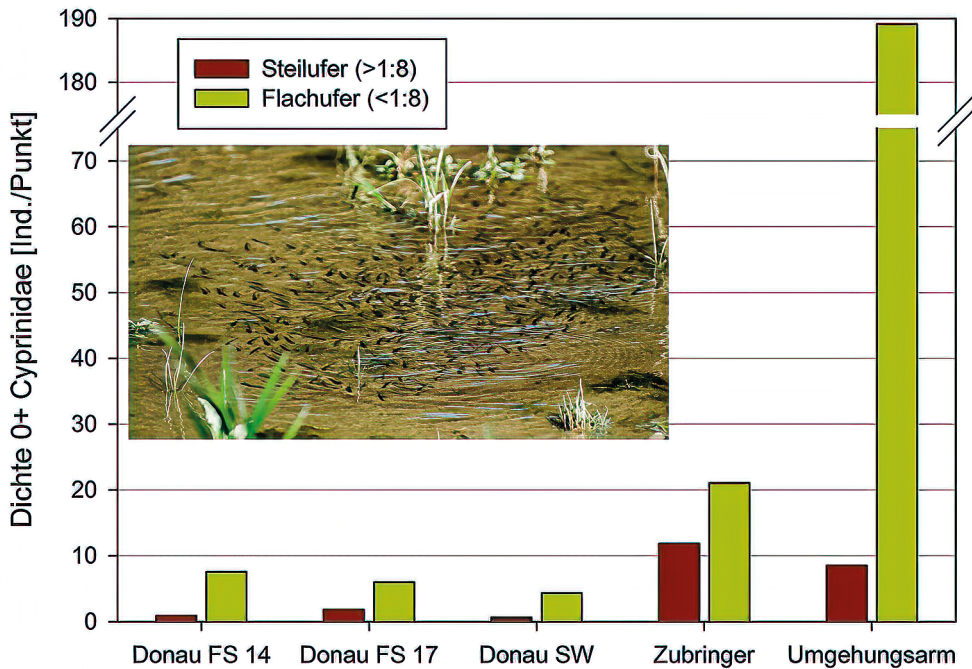


Abb. 9: Vergleich der Jungfischdichten (Mittelwert, nur 0+-Stadium der Familie Cyprinidae) bei Point-abundance-Befischungen in einer Donau-Fließstrecke (Wachau, Juni 2014 bzw. Juni 2017), einer Donau-Stauwurzel (Unterwasser KW Ottensheim-Wilhering, Juni 2015), einem sommerwarmen Donau-Zubringer (Melk, Epipotamal, Juli 2015) sowie im Umgehungsarm Ottensheim-Wilhering (Juli 2017). Datenquellen: Zauner et al. 2017. – Fig. 9: Comparison of juvenile fish densities (mean value, only 0+ stages of the family Cyprinidae) during point-abundance samplings in a Danube free-flowing section (Wachau, June 2014 and June 2017), a Danube section at the head of an impoundment (downstream power plant Ottensheim-Wilhering, June 2015), a summer-warm Danube tributary (Melk, Epipotamal, July 2015) as well as in the bypass arm Ottensheim-Wilhering (July 2017). Data source: Zauner et al. 2017.

eines Schulterschlusses zwischen den Interessenten (Naturschutz, Fischerei, Gemeinden etc.).

Die Revitalisierungsmaßnahmen der beiden letzten Jahrzehnte und deren Auswirkungen zeigen eine durchaus vielversprechende Entwicklung. Da neben diesen Lebensraumverbesserungen jedoch eine Reihe von negativen Einflüssen bestehen, welche das System weiterhin und teilweise auch zunehmend beeinträchtigen, ist zunächst für die Zielerreichungen nach FFH-RL und WRRL und in weiterer Folge auch für die Absicherung der Ziele der Weg der Revitalisierung von Nebengewässer weiter und intensiviert zu beschreiten.

Literatur

- Dvorak M (Hg. 2009) Important Bird Areas – Die wichtigsten Gebiete für Vogelschutz in Österreich. Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Wien 576p.
- Dynesius M, Nilsson Ch (1994) Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. Science 266 (5186), 753–762

- Eberstaller J, Pinka P (2001) Überprüfung der Funktionsfähigkeit der FAH am KW Freudenu. Im Auftrag der Austrian Hydro Power GmbH
- Frangez C, Eberstaller J, Gabriel H (2021) UW-Eintiefung KW Ottensheim-Wilhering (BOW) Abschätzung der gewässerökologischen Auswirkungen der Eintiefung nach der Kollaudierung. Im Auftrag der Verbund Hydro Power GmbH
- Gabriel H, Zauner G, Mühlbauer M, Reisinger S, Schreiber J, Rus S, Fuchs M (2012) Geschieberückführung im Stauraum Melk zur Erweiterung der Uferstrukturierung Ybbser Scheibe. Life+ Netzwerk Donau. Im Auftrag der Verbund Hydro Power AG
- Hirzinger V, Bartl E, Weissenbacher A, Zornig H, Schiemer F (2002) Habitatveränderungen durch den schiffahrtsbedingten Wellenschlag und deren potentielle Auswirkung auf die Jungfischfauna in der Donau. Österreichs Fischerei 55, 238–243
- Hohensinner S, Habersack H, Jungwirth M, Zauner G (2004) Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river-floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812-1991). *River Research and Applications* 20 (1), 25–41, ISSN 1535–1467
- Hohensinner S, Jungwirth M (2016) Die unbekannte dritte Dimension: Geländehöhen, Gewassertiefen und Dynamik österreichischer Donaulandschaften vor der Regulierung. *Österr Wasser- und Abfallw.* 68, 324–341. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00506-016-0323-6>
- Hirzinger V, Bartl E, Weissenbacher A, Zornig H, Schiemer F (2002) Habitatveränderungen durch den schiffahrtsbedingten Wellenschlag und deren potentielle Auswirkung auf die Jungfischfauna in der Donau. Österreichs Fischerei 55, 238–243
- Hunzinger L (2004) Flussaufweitungen: Möglichkeiten und Grenzen. *Wasser Energie Luft* 96, 9/10, 243–249, CH-5401 Baden
- Lauber W, Mühlbauer M, Zauner G (2015) Durchgängigkeit und Restrukturierung der Mündungsstrecke der Großen Rodl in die Donau. Einreichplanung i. A. Verbund
- Mühlbauer M, Zauner G, Wurzer M, Sundermann J, Herrmann T (2018) LIFE Natur Projekt Fluss-erlebnis Isar. Renaturierung der Isar bei Landau. Genehmigungsplanung. Wasserwirtschaftsamt Landshut
- Mühlbauer M (2022) Der dynamische Umgehungsarm Altenwörth – Österreichs flächengrößte Fischwanderhilfe. Österreichs Fischerei 75 (10), 251–255
- Mühlbauer M, Lauber W, Derntl F, Ratschan C, Schmalfuß R, Zauner G (2022) Dynamische Dotation und Sedimentmanagement zur Gewährleistung funktioneller Fließgewässerhabitate in Fischwanderhilfen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00506-022-00904-2>
- Ratschan C, Mühlbauer M, Zauner G. (2012) Einfluss des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf Jungfische: Sog und Schwall, Drift und Habitatnutzung. Rekrutierung von Fischbeständen in der Donau. Österreichs Fischerei 65 (2/3), 50–74
- Stoffers T, Collas F P L, Buijse A D, Geerling G W, Jans L H, v. Kessel N, Verreth J A J, Nagelkerke L A J (2020) 30 years of large river restoration: How long do restored floodplain channels remain suitable for targeted rheophilic fishes in the lower river Rhine? *Science of the Total Environment* STOTEN-142931
- Wolter C, Arlinghaus R (2003) Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13, 63–89
- Zauner G, Ratschan C, Mühlbauer M (2006 a) Flussbauliches Gesamtprojekt östlich von Wien. Integrative ökologische Planung. UVE Fischökologie und Fischerei. NVE.I. A. Donau Consult
- Zauner G, Mühlbauer M, Ratschan C (2006 b) Gewässer- und auenökologisches Restrukturierungspotential an der Oberösterreichischen Donau. Studie im Auftrag der OÖ Landesregierung, 150p

- Zauner G, Mühlbauer M, Ratschan C (2008) Gewässer- und Auenökologisches Restrukturierungspotential an der NÖ Donau. Studie im Auftrag von via donau. Wasserstraßengesellschaft mbH und Amt der NÖ Landesregierung (WA2)
- Zauner G, Hauer C (2008) KW Aschach / Geschieberückführung Stauwurzel. Wasserbauliche und gewässerökologische Projektierung. I.A. Verbund Austrian Hydro Power
- Zauner G, Mühlbauer M (2008) Ökologisch orientierter Rückbau – Marktau. Konzeption, Detailplanung, Ausführungsplanung & ökologische Bauaufsicht. I.A. Linz AG Hafen
- Zauner G, Mühlbauer M, Hermann T (2010) Gewässer- und Auenökologisches Restrukturierungspotential der Innstufen an der Grenzstrecke zwischen Österreich und Deutschland. Studie im Auftrag der ÖBK. 174p + 21 Pläne
- Zauner G, Jung M, Mühlbauer M, Ratschan C (2014) LIFE+ Flusslebensraum Mostviertel-Wachau – LIFE 07 NAT/A/000010. Fischökologisches Monitoring. I.A. Land NÖ, WA3 und Via Donau, 101p
- Zauner G, Jung M, Lauber W, Mühlbauer M, Ratschan C (2017) Dynamischer Umgehungsarm Donaukraftwerk Ottensheim-Wilhering – Durchgängigkeit und Lebensraum. Wasserwirtschaft 12, 45–51
- Zauner G, Lauber W, Jung M, Ratschan C, Schöfbenker M, Schmalfuß R (2020) Wie erreicht man das „Gute ökologische Potential“? – Fallbeispiel Innstauraum Egglfing-Obernberg. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00506-020-00672-x>
- Zauner G, Lauber W, Mühlbauer M (2022) Generelles Projekt Ökologische Sanierung der unteren Traun im Rahmen des Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepte (GE-RM) der oberösterreichischen Donau und der Unteren Traun im Rahmen des LIFE IP Projekt IRIS Integrated River Solution Austria. Studie i.A. Land OÖ, Abteilung Wasserwirtschaft und viadonau
- Zauner G., Jung M., Mühlbauer M, Hammerschmied U (2022) LIFE+ Auenwildnis Wachau - LIFE13 NAT/AT/000301. Fischökologisches Prä- und Postmonitoring Phase 1. Bericht i. A. via donau – Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH., 63p.
- Zauner G, Jung M, Ratschan C, Mühlbauer M (2023) Auswirkungen des schiffahrtsbedingten Wellenschlags auf das Jungfischaufkommen in der Donau. Vergleich von Jahren mit und ohne pandemiebedingten Verkehrsbeschränkungen. Studie i. A. OÖ. und NÖ. Landesfischereiverband. 65p.

Eingelangt: 2022 12 08

Anschriften:

Martin Mühlbauer, E-Mail: muehlbauer@ezb-fluss.at

Gerald Zauner, E-Mail: zauner@ezb-fluss.at
ezb – TB Zauner, Marktstraße 35, A-4090 Engelhartzell

Betrachtungen zur Lebensgeschichte einzelner Orchideen-Individuen über zwei Untersuchungsjahre in den Heißländern der Wiener Lobau (Nationalpark Donau-Auen)

Matthias Kropf, Manfred Pintar

Die Orchideen der Heißländern-Trockenrasen der Wiener Lobau im Nationalpark Donau-Auen sind naturschutzfachlich überregional bedeutend. Ihre Vorkommen sollten daher durch entsprechende Maßnahmen wie Entbuschung, Mahd und/oder Beweidung langfristig gesichert werden. Drei dieser Orchideen-Arten (*Himantoglossum adriaticum*, *Orchis militaris*, *Spiranthes spiralis*) werden hier exemplarisch vorgestellt, indem wir die Lebensgeschichte von Individuen über zwei aufeinanderfolgende Jahre dokumentieren. Insbesondere aus den phänologischen Unterschieden zwischen den Arten können wichtige Hinweise für den optimalen Zeitpunkt von Naturschutzmaßnahmen abgeleitet werden. Der Entwicklungszustand der Individuen und ihr Fruchtansatz sind deutlichen Schwankungen unterworfen, weshalb ein langjährig kontinuierliches Monitoring sowie eine längerfristige Erhaltungsstrategie wesentlich sind.

Kropf M, Pintar M (2023) Observations on the life history of single orchid individuals over two years of investigation in the “Heißländern” of the Viennese Lobau (Donau-Auen National Park).

Orchids of the dry grasslands in the so-called “Heißländern” of the Viennese Lobau, part of the Donau-Auen National Park, are of high nature conservation importance and should be preserved by respective measures, like cutting of woody species, mowing and/or grazing. Here, we present results for single individuals of three selected orchid species (*Himantoglossum adriaticum*, *Orchis militaris*, *Spiranthes spiralis*), whose life history (traits) were documented over two consecutive years. There are major phenological differences between these species, which are important for defining ideal timing of nature conservation measures. Regarding performance and fruit set of the individuals studied, clear fluctuations are demonstrated, stressing the importance of continuous long-term monitoring as well as long-term conservation strategies.

Keywords: Orchideen, Heißländern, Trockenrasen, Lobau, Donau-Auen, Phänologie.

Einleitung

Innerhalb des Nationalparks (NP) Donau-Auen stellen die sogenannten „Heißländern“ einen besonders artenreichen und schützenswerten Lebensraum dar. Die Vegetation ist typisch für steppenähnliche Trockenstandorte (vgl. Schratt-Ehrendorfer 2011, Grass et al. 2012) und beherbergt beispielsweise eine Vielzahl an Geophyten. Eine naturschutzfachlich relevante Pflanzenfamilie, die im Wiener Teil des NP Donau-Auen in einer bemerkenswert hohen Artenzahl zu finden ist, sind die Orchideen (z. B. Pils 1987, Holzner 2004, Pennerstorfer et al. 2007, Novak & Kropf 2022). Aus dieser Familie sind derzeit Nachweise von 22 Arten aus der Lobau bekannt (Schebesta 2007; Kropf et al. 2019, 2021). Dabei ist der Anteil der Orchideen-Arten, die Heißländern oder zumindest ihre Ränder besiedeln, mit knapp 64 % besonders hoch. Die Heißländern und ihre artenreiche Flora und Fauna sind durch die Verdichtung der Vegetation und Streuschicht (Vergrasung), sowie das zunehmende Aufkommen bzw. Einwandern von Gehölzen (Verbuschung) bedroht. Die Bestände sollten daher durch Maßnahmen wie Mahd und/oder Beweidung, begleitet von (lo-

kalen) Entbuschungsmaßnahmen zum Zurückdrängen der Gehölze, langfristig gesichert werden (vgl. z. B. Grass et al. 2012).

Um entsprechende Maßnahmen optimal auf die naturschutzfachlich wertgebenden Arten abstimmen zu können, sollten deren Ansprüche, ihre phänologischen Lebensphasen sowie auch reproduktionsbiologische Aspekte möglichst gut bekannt sein (z. B. Whigham & Willems 2003, Heinrich 2005). Der vorliegende Beitrag dokumentiert für drei Orchideen-Arten entsprechende Daten für konkrete, dauerhaft markierte Einzelindividuen, um daraus erste Erkenntnisse bzw. Konsequenzen für Maßnahmen auf den Heißländern der Lobau abzuleiten.

Material und Methoden

Um einen Einblick in phänologische Aspekte typischer Orchideen-Arten der Lobau-Heißländern in naturschutzfachlichem Kontext zu geben, wurden einzelne Orchideen-Individuen verschiedener, repräsentativer Arten *individuell* über längere Zeiträume verfolgt und ihre Phänologie mittels Fotos vom Zweit-Autor dokumentiert. Für diesen Beitrag werden die jeweiligen Foto-Dokumentationen der Adriatischen Riemenzunge (*Himantoglossum adriaticum*), des Helm-Knabenkrautes (*Orchis militaris*) und der Herbst-Drehwurz (*Spiranthes spiralis*) einander gegenübergestellt. Die betrachteten Individuen dieser drei Arten wachsen auf der Heißlande „Waidhagen“ in der Oberen Lobau im NP Donau-Auen. Der hier dargestellte Dokumentationszeitraum umfasst die Jahre 2020 und 2021 vollständig.

Mit der fotografischen Dokumentation soll das Austreiben, das Blühen, das Fruchten und das Einziehen der Pflanzen über den Jahresverlauf vergleichend dargestellt werden. Daneben sollten diese individuellen Beobachtungen auch Phänomene wie beispielsweise die vegetative „Dormanz“ adulter Pflanzen – also das oberirdische Nicht-Erscheinen von individuellen Pflanzen über ein oder mehrere Jahre (Shefferson 2009) – erfassen. Solche Dormanz-Beobachtungen liegen vergleichsweise häufig für *O. militaris* vor (Farrell 1985; Hutchings et al. 1998; Waite & Farrell 1998; Heinrich 2007; Bernhardt et al. 2009), sind aber auch für *H. adriaticum* (Bódis et al. 2019) und *S. spiralis* (Jacquelyn & Hutchings 2010) dokumentiert. Zudem ist nicht auszuschließen, dass das Dormanz-Verhalten verschiedener Arten in ihren jeweiligen Verbreitungsgebieten uneinheitlich ist, z. B. im Mittelerrangebiet *versus* Zentral- oder Nord-Europa. Es erscheint daher als sinnvoll, solche phänologischen Parameter in verschiedenen geografischen Gebieten auch wiederholt zu erfassen.

Neben den Foto-Reihen, wurden von den beobachteten Orchideen-Individuen auch verschiedene Parameter ihrer Entwicklung im zeitlichen Ablauf dokumentiert. Ermittelt wurden jeweils die Wuchshöhe der Pflanzen, die Anzahl der Blätter, der Durchmesser der Blatt-Rosetten, die Anzahl der Blüten und als wichtiger reproduktionsbiologischer Parameter auch die Anzahl der Kapseln, sodass der Fruchtansatz als Verhältnis aus Kapselanzahl zu Blütenanzahl ermittelt werden kann. Dieser prozentuale Fruchtansatz wird in der Literatur am häufigsten verwendet, um den Reproduktionserfolg bei Orchideen (z. B. Neiland & Wilcock 1998, Kropf & Renner 2005) anzugeben.

Insgesamt wurden im Zeitraum 2020–2021 bei über 50 Begehungen Untersuchungen an Orchideen der Lobau-Heißländern durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Foto-Dokumentationen für die drei Orchideen-Individuen sind in den drei Tafeln 1–3 zusammengestellt. Alle Tafeln beginnen mit jeweils einer Aufnahme vom 15.02.2020. Zwei Tafeln enden am 12.02.2022, bzw. die für *O. militaris* (Tafel 2) mit einem Foto vom 21.03.2022. Es wurden jeweils Bilder ausgewählt, die wesentliche phänologische Stadien der untersuchten Arten erkennen lassen. Daher variieren die angegebenen Datumsangaben teilweise, zudem wurden für *S. spiralis* zwei Fotos mehr in die Tafel 3 aufgenommen.

Himantoglossum adriaticum (Tafel 1) zeigt über viele Monate, insbesondere auch über den Winter, eine charakteristische Blatt-Rosette. Der Austrieb der ersten Blätter erfolgt Ende September. Im Jahr 2020 war am 24. Sept. bereits eine deutliche Rosette erkennbar, während im Jahr 2021 am 23. Sept. noch keine Rosettenentwicklung beobachtet werden konnte. Die Blüte erfolgt im Juni und Fruchtsände mit ausgereiften, nicht mehr grünen Kapseln finden sich Ende Juni. Damit sind Maßnahmen auf Flächen mit dichteren Beständen von *H. adriaticum* ohne Beeinträchtigungen eigentlich nur im Juli und August zu empfehlen.

Orchis militaris (Tafel 2) ist hingegen nicht wintergrün – die auf verschiedenen Fotos sichtbaren Blatt-Rosetten stammen von der wie *H. adriaticum* wintergrünen *Orchis* [*Anacamptis*] *morio* (rot markiert). Der charakteristische Austrieb von *O. militaris* beginnt meist Anfang bis Mitte März (Fotos: 13.03.2020 & 17.03.2021 & 21.03.2022). Die Pflanzen blühen dann Anfang bis Mitte Mai auf, um im Juni reife Kapseln auszubilden. Damit ergibt sich für *O. militaris* ein weitaus größerer Zeitraum, in dem Maßnahmen ohne Beeinträchtigungen gesetzt werden können.

Spiranthes spiralis (Tafel 3) ist bekanntermaßen die am spätesten blühende heimische Orchideen-Art. Die Blüte erfolgt etwa Mitte September, der Austrieb des Blühtriebes beginnt schon etwa einen Monat früher (Fotos: 27.08.2020 & 22.08.2021). Dabei erkennt man auf dem Foto vom 22.08.2021 sehr schön den leicht zeitlich versetzten Austrieb des diesjährigen Blühtriebs (Knospen) sowie der Blatt-Rosette für den Blühtrieb des Herbsts nächsten Jahres. Die Blatt-Rosette ist also den Winter über sichtbar (Tafel 3: hier wiederum gemeinsam mit *O. morio*-Rosetten). Sie zieht erst Anfang bis Mitte Juni ein, wenn die früh-blühenden heimischen Orchideen der Heißländer bereits verblüht sind, und wenn einige etwas später blühende Arten in Vollblüte sind. Da insbesondere die zarten Austriebe in der zweiten Hälfte des Augusts besonders empfindlich sind, verkürzt sich das zweimonatige, bei *H. adriaticum* abgeleitete Zeitfenster für entsprechende Naturschutzmaßnahmen, noch einmal um einen halben Monat.

Die aus Sicht der untersuchten Orchideen-Arten resultierenden 1,5 konfliktfreien Monate (Juli bis Mitte August) zum Habitat-Management sind allerdings mit Blick auf naturschutzfachliche Maßnahmen insofern nicht ideal, als hier für Weidetiere schon kaum mehr Futter auf den Heißländern zu finden ist. Unsere Ausführungen sind daher nicht so zu interpretieren, dass ausschließlich in diesem Zeitfenster Maßnahmen stattfinden dürfen. Es geht uns vielmehr vor allem darum, auf diese Unterschiede in der Phänologie der verschiedenen Heißländer-Orchideen aufmerksam zu machen, sodass ein entsprechend umsichtiges Handeln möglich ist. Da nicht auf allen Heißländern alle Orchideen-Arten vorkommen, sind für jede Heißländer dem jeweiligen Artenspektrum angepasste Maßnahmen zu treffen. Außerdem sind natürlich noch weitere naturschutzfachlich wertgebende Arten bei Maßnahmen-Planungen zu berücksichtigen.



Tafel 1: Phänologie eines *Himantoglossum adriaticum*-Individuums in der Wiener Lobau. – Plate 1: Phenology of one *Himantoglossum adriaticum*-individual in the Viennese Lobau.



Tafel 2: Phänologie eines *Orchis militaris*-Individuums in der Wiener Lobau. – Plate 2: Phenology of one *Orchis militaris*-individual in the Viennese Lobau.



Tafel 3: Phänologie eines *Spiranthes spiralis*-Individuums in der Wiener Lobau. – Plate 3: Phenology of one *Spiranthes spiralis*-individual in the Viennese Lobau.

Tab. 1: Zwei Jahre (2020–2021) in der Lebensgeschichte der drei untersuchten Orchideen-Individuen. Die vegetativen Parameter wurden zur jeweiligen Hochblüte erfasst. – Tab. 1: Two years (2020–2021) in the life history of the three studied orchid specimens. The vegetative parameters were recorded at the respective peak of flowering.

	<i>Himantoglossum adriaticum</i>	<i>Orchis militaris</i>	<i>Spiranthes spiralis</i>
Nektar vorhanden?	nektarlos	nektarlos	nektarführend
Hochblüte (vgl. Tafeln 1-3)	Juni	Mai	September
2020			
Anzahl der Rosettenblätter	9	5	(8)* 7
Durchmesser der Rosette°	50	35	50
Wuchshöhe°	450	200	180
Anzahl der Blüten	43	51	28
Anzahl der Kapseln	15	21	19
Fruchtansatz (%)	34,9	41,2	67,9
2021			
Anzahl der Rosettenblätter	6	5	(7)* 5
Durchmesser der Rosette°	50	25	40
Wuchshöhe°	500	450	130
Anzahl der Blüten	33	43	23
Anzahl der Kapseln	9	13	15
Fruchtansatz (%)	27,3	30,2	65,2

° in mm

* in Klammern die Anzahl der Blätter im Frühjahr direkt nach der Überwinterung

Neben den Foto-Dokumentationen wurden verschiedene Parameter für die Orchideen-Individuen i.d.R. zur Hochblüte (außer Kapseln bzw. Fruchtansatz) erfasst und in Tab. 1 zusammengestellt.

Es zeigt sich, dass alle drei Individuen in beiden Jahren geblüht haben, hier also noch kein Beispiel für ein Ausbleiben der Blüte oder eine vegetative Dormanz beobachtet werden konnte. Vergleicht man die ersten beiden vegetativen Parameter zur Blatt- und Rosetten-Entwicklung, so war bei allen Arten die Blatt-Anzahl und der Blattrosetten-Durchmesser im Jahr 2020 größer, offenbar waren in diesem und wahrscheinlich auch im vorangegangenen Jahr (Herbst–Winter) günstigere Entwicklungsbedingungen für die Blattrosetten-Bildung gegeben. Interessanterweise sind die Wuchshöhen der Blühtriebe mit Ausnahme von *S. spiralis* nicht positiv mit dem Rosettenwachstum korreliert, und die längeren Blühtriebe des Jahres 2021 weisen weniger Einzelblüten auf, als die kürzeren Blühtriebe des Jahres 2020. Die Anzahl der Blüten pro Individuum ist bei kräftiger entwickelten Blatt-Rosetten offenbar höher. Ob dieser Zusammenhang auf Kausalität beruht, muss allerdings unbeantwortet bleiben, u. a. da die Größe der Speicherknollen nicht ermittelt wurde, und somit mögliche Auswirkungen der jeweils vorangegangenen Vegetationsperiode nicht beurteilt werden können. Wohl kausal zu interpretieren ist hingegen, dass eine größere Anzahl an Blüten 2020 bei allen drei Arten auch einen höheren Fruchtansatz zur Folge hatte. Die größere Anzahl an Blüten – man spricht auch allgemeiner von einem größeren „floral display“ (z. B. Schemske 1980), wodurch eine größere Schauwirkung erzielt wird – ist tatsächlich geeignet, mehr Bestäuber anzulocken und damit einen höheren Reproduktionserfolg

zu sichern (vgl. Johnson & Nilsson 1999). Wenn man darüber hinaus die recht ähnlichen Werte des Fruchtansatzes für die Arten über beide Jahre vergleicht, dann fällt auf, dass die nektarlosen Arten, *H. adriaticum* und *O. militaris*, einen deutlich niedrigeren Fruchtansatz aufweisen (27,3–41,2 %) als die nektarführende *S. spiralis* (65,2–67,9 %). Dieses Phänomen ist gut bekannt (Neiland & Wilcock 1998) und zeigt eine stärkere Bindung der Bestäuber an sie belohnende (hier mit Nektar) Blüten und die daraus resultierende höhere Besuchsfrequenz und schließlich den höheren Fruchtansatz.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass die hier erfassten Parameter (Tab. 1) zwischen den einzelnen Jahren deutlichen Schwankungen unterliegen. Diese Schwankungen werden vor allem direkt oder indirekt durch variierende Witterungsbedingungen verursacht, die z. B. Einfluss auf Bestäuber-Aktivitäten haben. Für eine genauere Analyse verschiedener Einflüsse (vgl. z. B. Fischer et al. 2019) müssen entsprechende Aufzeichnungen allerdings über deutlich längere Zeiträume durchgeführt und analysiert werden, weshalb die Betrachtung der Orchideen-Individuen in den Lobau-Heißländern fortgesetzt werden soll.

Conclusio

- Die Dokumentation der individuellen Entwicklung von Orchideen ist mit geringem Aufwand fotografisch leicht möglich.
- Neben den Blühzeiten (*S. spiralis*-Blüte erst im September) und den daraus resultierenden Zeiten der Samenreife (vgl. auch Dressler 1993) variieren insbesondere die Zeiten der Blattrosetten-Austriebe der drei betrachteten Arten deutlich (vgl. auch Töpfer 2005): Als Art (sub)mediterran geprägter Wuchsrhythmik bildet *H. adriaticum* bis spätestens Ende September eine neue Blatt-Rosette aus, die den ganzen Winter über sichtbar und Photosynthese-aktiv bleibt, während die stärker subkontinental verbreitete *O. militaris* erst im Frühjahr mit dem Austrieb der Blätter beginnt. Mitte/Ende August bis Anfang September treibt *S. spiralis* den diesjährigen Blühtrieb im Zentrum der bereits verwelkten Blatt-Rosette, die im Vorjahr gebildet wurde, sowie meist gleichzeitig die Rosette für den Blühtrieb des nächsten Jahres, die wiederum Photosynthese-aktiv den Winter überdauert.
- Der unterschiedliche Blühhrythmus der drei Orchideen-Arten hat Konsequenzen für den günstigsten Zeitraum von Naturschutzmaßnahmen, vor allem für flächige Mahd oder Beweidung. Auf jenen Heißländern, die alle drei hier behandelten Arten beherbergen, können nur in einem relativ kleinen Zeitfenster Maßnahmen gänzlich ohne Beeinträchtigung dieser Orchideen durchgeführt werden. Diese Zeitspanne dauert von Juli bis Mitte August, das ist die Zeitspanne nach der Samenreife von *H. adriaticum* und vor dem Austrieb von *S. spiralis*.
- Darüber hinaus variieren, abhängig vor allem von den jeweiligen Witterungsbedingungen, jährlich die Blütezeit, das Ausreifen der Samen oder der Austrieb der Blattrosetten. Zudem haben wir nur Einzelindividuen untersucht; in den Populationen gibt es aber auch, Unterschiede in der Entwicklung der einzelnen Individuen, in erster Linie bedingt durch Mikroklima und durch das verschiedene Alter der Pflanzen. Idealerweise bleibt daher ein Maßnahmen-Management zeitlich flexibel.
- Variation prägt auch den Reproduktionserfolg bzw. Fruchtansatz der betrachteten Orchideen. Neben abiotischen Faktoren, wie Witterung oder Ressourcenverfügbarkeit (Boden, Wasser, Nährstoffe, Licht etc.), sind es hier auch biotische Faktoren, wie die In-

teraktionen mit Bestäubern und/oder die Konkurrenz mit anderen Pflanzenarten, die letztendlich große Populationsschwankungen verursachen können. Insbesondere die Konkurrenz hochwüchsiger und dichtschließender Arten sollte durch die Optimierung der Naturschutzmaßnahmen reduziert werden.

Literatur

- Bernhardt K G, Laubhann D, Sommerkamp E, Wernisch K, Kropf M (2009) Populations- und Bestandsmonitoring bei Orchideen: Kritische Anmerkungen. *Sauteria* 18, 223–236
- Bódis J, Biró É, Nagy T, Takács A, Gábor S, Bateman R M, Gilián L, Illyés Z, Tökölyi J, Lukács B A, Csábi M. & Molnár V A (2019) Biological flora of Central Europe *Himantoglossum adriaticum* H. Baumann. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 40, 125461
- Dressler B (1993) Ein Samenreifekalender des AHO Hessen. *Berichte aus den Arbeitskreisen Heimische Orchideen* 10(2), 66–69
- Farrell L (1985) Biological flora of the British Isles. No. 160 *Orchis militaris* L. *Journal of Ecology* 73, 1041–1053
- Fischer F M, Chytrý K, Tesitel J, Danihelka J & Chytrý M (2019) Weather fluctuations drive short-term dynamics and long-term stability in plant communities: A 25-year study in a Central European dry grassland. *Journal of Vegetation Science* 31(5), 711–721
- Grass V, Seiberl M, Holzner W (2012) Begleitmonitoring zum Trockenrasenmanagement Fuchshäufel, Lobau. Endbericht 2012. Institut für Integrative Naturschutzforschung, Universität für Bodenkultur Wien & AVL-Arge Vegetationsökologie. <https://www.wien.gv.at/kontakte/ma22/studien/pdf/fuchshaeufel.pdf> [aufgerufen am 29. Sept. 2022]
- Heinrich W (2005) Populationsökologie, Populationsdynamik heimischer Orchideen – Probleme, Aufgaben, Literaturhinweise. – *Berichte aus den Arbeitskreisen Heimische Orchideen* 21, 100–126
- Heinrich W (2007) Zur Populationsentwicklung des Helm-Knabenkrautes (*Orchis militaris*) – 25-jährige Untersuchungen auf Dauerflächen im NSG „Leutatal“ bei Jena (Thüringen). *Journal Europäischer Orchideen* 39, 199–271
- Holzner W (2004) Orchideen brauchen Bauern – brauchen Bauern Orchideen? In: Armerding D (Hrsg.): Schutz und Pflege der Wienerwaldwiesen 2004. Fachtagung in Purkersdorf (6. Mai 2004): Ausgewählte Referate, 35–42
- Hutchings M J, Mendoza A, Havers W (1998) Demographic properties of an outlier population of *Orchis militaris* L. (Orchidaceae) in England. *Botanical Journal of the Linnean Society* 126, 95–107
- Jacquemyn H, Hutchings M J (2010) Biological Flora of the British Isles: *Spiranthes spiralis* (L.) Chevall. *Journal of Ecology* 98(5), 1253–1267
- Johnson S D, Nilsson L A (1999) Pollen carryover, geitonogamy, and the evolution of deceptive pollination systems in orchids. *Ecology* 80(8), 2607–2619
- Kropf M, Nachbaur P, Pintar M (2019) *Orchis* (*Neotinea*) *tridentata* erschien 2018 in der Wiener Lobau (Nationalpark Donau-Auen). *Neilreichia* 10: 191–196
- Kropf M, Novak N, Stärker H, Pintar M (2021) *Epipactis muelleri* (Orchidaceae) neu für die Lobau (Nationalpark Donau-Auen) sowie Anmerkungen zur Situation dieser Art in Wien. *Neilreichia* 12, 49–60
- Kropf M, Renner S S (2005) Pollination success in monochromic yellow populations of the rewardless orchid *Dactylorhiza sambucina*. *Plant Systematics and Evolution* 254: 185–197
- Neiland M R M, Wilcock C C (1998) Fruit set, nectar reward, and rarity in Orchidaceae. *American Journal of Botany* 85, 1657–1671

- Novak N, Kropf M (2022) Orchideen – Gefährdete Flaggschiff-Arten. In: Schratt-Ehrendorfer L, Niklfeld H, Schröck C, Stöhr O (Hrsg.) Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. Stapfia 114, 48–51
- Pennerstorfer J, Kriechbaum M, Kropf M (2007) Das österreichische Orchideen-Monitoring: Datenerfassung, -verwaltung und -auswertung. In: Österreichisches Orchideenschutz-Netzwerk (ÖON) (Hrsg.), Natural Heritage: Heimische Orchideen in Österreich und Deutschland. 1. Fachtagung in Österreich über heimische Orchideen (23.-24. November 2007): Ausgewählte Vorträge, 5–10
- Pils G (1987) Oberösterreichs Orchideen einst und heute – eine Pflanzengruppe als Umweltindikator. ÖKO-L 9/1, 3–14
- Schebesta K (2007) Orchideen in der Lobau. In: Österreichisches Orchideenschutz-Netzwerk (ÖON) (Hrsg.), Natural Heritage: Heimische Orchideen in Österreich und Deutschland. 1. Fachtagung in Österreich über heimische Orchideen (23.-24. November 2007): Ausgewählte Vorträge, 96–105
- Schemske D W (1980) Evolution of floral display in the orchid *Brassavola nodosa*. Evolution 34, 489–493
- Schratt-Ehrendorfer L (2011) Trockenstandorte in der Au. In: Berger R & Ehrendorfer F (Eds.), Ökosystem Wien – Die Naturgeschichte einer Stadt, Böhlau Verlag, Wien, Köln, Weimar 383–387
- Shefferson R P (2009) The evolutionary ecology of vegetative dormancy in mature herbaceous perennial plants. Journal of Ecology 97, 1000–1009
- Töpfer K (2005) Ratschläge zur Pflege von Orchideenbiotopen. 111 S.; Arbeitskreis Heimische Orchideen (AHO) Thüringen e. V., Uhlstädt-Kirchhasel
- Waite S, Farrell L (1998): Population biology of the rare military orchid (*Orchis militaris* L.) at an established site in Suffolk, England. Botanical Journal of the Linnean Society 126, 109–121
- Whigham DF, Willems J H (2003) Demographic studies and life-history strategies of temperate terrestrial orchids as a basis for conservation. In: Dixon KW, Kell SP, Barrett RL, Cribb PJ (Eds.), Orchid conservation. Natural History Publ. (Borneo), Kota Kinabalu, Sabah, 137–158

Eingelangt: 2022 11 10

Anschrift:

Matthias Kropf, E-Mail: matthias.kropf@boku.ac.at
 Institut für Integrative Naturschutzforschung (INF), Universität für Bodenkultur Wien,
 Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien; ORCID: 0000-0002-9217-3560; Österreichisches
 Orchideenschutz-Netzwerk (ÖON) www.orchideenschutz.at.

Manfred Pintar, E-Mail: manfred.pintar@boku.ac.at;
 Institut für Zoologie, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor-Mendel-Straße 33,
 1180 Wien; Österreichisches Orchideenschutz-Netzwerk (ÖON)
www.orchideenschutz.at.

The dragonfly fauna of the Vienna Lobau – a survey from 2017–2020

Iris Fischer, Andreas Chovanec, Victoria Kargl, Marcia Sittenthaler,
Helmut Sattmann, Elisabeth Haring

In this study, the ecological status of the water bodies in the Viennese part of the Danube Floodplain National Park, the Viennese Lobau, was assessed from a dragonfly ecology perspective. The surveys for this were conducted in 2017, 2018 and 2020. The assessment was based on the comparison of the status quo with the water body type-specific reference coenosis, based on a classification of the Lobau waters using the Lorenzo map (surveyed 1816–1817). The reference coenosis was dominated by rheophilous species and dragonfly species that depend on dynamic waters with fluctuating water levels. Due to the low abundance of stillwater habitats, limnophilic species played only a minor role in the reference situation. The dragonfly fauna recorded during the study – 43 dragonfly species, with 39 of them autochthonous – consists for the most part (74 %) of species with a distribution focus in the limnophilic range. Rheophilic species and species adapted to strongly fluctuating water levels made up only a small part of the species spectrum and also occurred (especially in the Upper Lobau) only to a very limited extent. Due to this, the dragonfly ecological status of the waters in the Lobau was assessed as “poor”.

Fischer I, Chovanec A, Kargl V, Sittenthaler M, Sattmann H, Haring E (2023) Die Libellenfauna der Wiener Lobau – eine Studie von 2017–2020.

In der vorliegenden Studie wurde der ökologische Zustand der Gewässer im Wiener Teil des Nationalparks Donau-Auen, der Wiener Lobau, aus libellenkundlicher Sicht bewertet. Die Erhebungen dazu fanden in den Jahren 2017, 2018 und 2020 statt. Die Bewertung basierte auf dem Vergleich des Ist-Zustandes mit dem gewässertyp-spezifischen Referenzzustand basierend auf einer Einteilung der Lobaugewässer anhand der Lorenzo-Karte (vermessen 1816–1817). Das Referenzartenspektrum war geprägt von rheophilen Spezies und Libellenarten, welche auf dynamische Gewässer mit schwankendem Wasserstand angewiesen sind. Aufgrund der geringen Ausprägung von Ruhigwasserhabitaten spielten limnophile Spezies nur eine untergeordnete Rolle in der Referenzsituation. Die im Rahmen der Studie festgestellte Libellenfauna – 43 Libellenarten, 39 davon bodenständig – besteht zum Großteil (zu 74 %) aus Arten mit Verbreitungsschwerpunkt im limnophilen Bereich. Rheophile Arten und Spezies mit Anpassung an stark schwankende Wasserstände machten nur einen geringen Teil des Artenspektrums aus und traten ebenfalls (insbesondere in der Oberen Lobau) nur sehr eingeschränkt auf. Auf Grundlage der vorliegenden Fundsituation wurde der libellenökologische Zustand der Gewässer in der Lobau als „unbefriedigend“ bewertet.

Keywords: Lobau, dragonflies, bioindicators, assessment, ecological status, Water Framework Directive.

Introduction

Riverine floodplain systems represent the original habitats of a large proportion of Central European Odonata (Schorr 1996; Laister 1998; Chovanec & Waringer 2001; Lohr 2010; Chovanec 2017). Amoros et al. (1987) and Amoros & Roux (1988) classified the aquatic compartments of anthropogenically uninfluenced floodplain systems according to hydrological connectivity to the main stream into (1) waters of the dynamic eu- and parapotamon, (2) waters with terrestrialization processes (plesio- and palaeopotamon), and (3) into astatic wetlands (see also Castella et al. 1991; Ward & Stanford 1995; Ward et al. 1999, 2002). Dragonflies colonize nearly all aquatic and semiaquatic habitats of

these systems. Therefore, assessment of floodplains through bioindication based on dragonfly surveys allows typological characterizations and assessments that include all lotic and lentic, perennial and temporary habitats. The total number of species as well as the inventory of autochthonous species and the characteristics of ecological guilds allow the assessment of structural diversity, niche richness, and functional relationships in the ecosystem (Waringer 1989; Chovanec & Waringer 2001; Chovanec et al. 2004; Chovanec 2017).

Imagines are easily identifiable in the field, there is extensive information on species distribution and biology, their rapid response to positive or negative habitat changes, and the existence of established methods for survey and assessment are further advantages pointing at the suitability of dragonflies as indicators of status, value, and targets (Chovanec 2019; see also, e.g., Oertli 2008).

Floodplain areas are a key element of the Austrian landscape: along the 53 largest watercourses, these floodplains occupy an area of nearly 4,750 km². Today, only 24 % of this area has forest cover, and only 15 % is riparian forest in the narrower sense with regular flooding (Haidvogel et al. 2009). The systematic river regulation and extensive drainage of the 19th and 20th centuries for the purpose of flood protection and the acquisition of agriculturally usable areas are responsible for the loss of the largest areas. According to the current floodplain inventory, 961 km² of floodplains exist in Austria, distributed over about 850 “floodplain objects” with a minimum size of 3 ha. The Lobau is the largest of nine floodplain systems in Vienna and has an area of 23.28 km² (Lazowski & Schwarz 2014). For the assessment according to the Austrian Water Act and the Water Framework Directive (WFD), floodplains also play a major role in the definition of the “good ecological potential” of “heavily modified water bodies”. The network of those watercourses with a catchment area size >10 km² – i.e., the river network covered by the WFD – comprises 32,101 km in Austria; of these, 12.3 % are “heavily modified”. Of these 3,947 km, 30 % have been significantly modified by flood control measures and 65 % by hydropower (BMLRT 2022). Given appropriate conditions (in the case of ecologically effective integration and connectivity with the main water body), floodplain areas may provide valuable refugial habitats for waterbody-type-specific fauna and flora and thus represent sources for colonization processes. Moreover, they fulfil essential ecological functions related to longitudinal and lateral connectivity (e.g., Godreau et al. 1999; Ward et al. 2002). The use of an appropriate implementation-oriented assessment system is essential for defining and describing the categories of the “ecological potential,” for planning and implementing measures, and for monitoring their success (see, e.g., Chovanec et al. 2005; Waringer et al. 2005; Dziöck et al. 2006; Roni et al. 2019; Seidel et al. 2019).

Riverine floodplains thus also represent an intersection in legal and jurisdictional terms: They are to be covered by water management planning and implementation, as they are part of river type-specific characteristics according to the Water Framework Directive. In addition, riverine floodplains play an essential role as retention areas in flood control and they are also covered by nature conservation regulations (see e.g., Korn et al. 2005; Brückmann 2010; Weigelhofer et al. 2020).

The protection and conservation of the few ecologically intact floodplains as well as the improvement of ecologically degraded areas are main objectives in the Floodplain Strategies for Austria 2020+ and 2030+ (BMLFUW 2015; BMLFRW 2022). Thus, the assess-

ment of floodplains represents an essential basis of both the evaluation of their status and the success of rehabilitation measures.

As documented in national and international literature, dragonflies have proven to be a sensitive indicator group for this purpose for decades: e.g., Castella (1987), Chwala & Waringer (1996), Schorr (1996), Schorr & Götz (1996), Laister (1998, 2008), Waringer (1989), Wassermann (1999), Chovanec & Waringer (2001), Schultz et al. (2003), Chovanec et al. (2004), Raab (2004), Lohr (2010), Graf et al. (2013), Graf & Chovanec (2016), Chovanec (2017), Januschke et al. (2018).

In this paper, the results of the 2017–2020 survey of the dragonfly fauna in the Lobau are presented, they are compared with data from previous years and interpreted in terms of water management and conservation.

Material and Methods

Investigated Area – the Viennese Lobau

The Lobau is located north of the Danube and largely within, but also partly east of Vienna and is part of the Donau-Auen National Park that extends along the left bank of the Danube between Vienna and the mouth of the Morava River (border with Slovakia).

The Viennese Danube section can be classified as a braided river with high hydrological and morpho-dynamics, sediments predominantly consisting of micro- and mesolitoral and a glacial hydrological regime

(Hohensinner et al. 2008a; Graf & Chovanec 2016). Today's Viennese Lobau is the remnant of an originally extensive dynamic floodplain on the left bank of the Danube. Regulation measures at the end of the 19th century led to the almost complete disconnection of the area from the main stream. The Schönauer slot at the downstream end of the Lobau, nowadays is the only connection to the Danube. Floodwaters can backwater here against the direction of flow of the Danube into the Lobau. The temporal and spatial dynamics in this floodplain system decreased drastically, and the previously balanced erosion and sedimentation processes no longer existed. Terrestrialization processes drastically increased and led to a loss of over 30 % of the water areas between 1938 and 2004 (Hohensinner et al. 2008b). Permanently flowing main and side arms have been replaced by unilaterally connected and isolated oxbow lakes, which are characterized by advanced succession (Hohensinner et al. 2011). Especially the aquatic landscape in the Upper Lobau is dominated by strong terrestrialization processes and extended reed beds (Reckendorfer et al. 2013).

With targeted water supply, an attempt is made to counteract or slow down the current negative development of the area and at the same time preserve all utilization interests (including urban areas, local recreation, drinking water production) (Weigelhofer et al. 2013). While the concepts for the Lower Lobau focus on dynamization and floodplain restoration (Weigelhofer et al. 2011), the approach chosen for the Upper Lobau was to maintain the current condition of the area through targeted water supply. For this reason, water from the New and Old Danube has been fed into the Upper Lobau via the Upper Mühlwasser since 2001 (water supply period March 1 to October 31). During the sampling period in 2017, 2018 and 2020 the mean daily water supply volume ranged from 164 to 226 l/s (pers. communication Thomas Ofenböck, Municipal Department 45 – Water Management).

Survey and sampling sites

The present study was conducted in 2017, 2018 and 2020 in the Lobau, Viennese part of the Donau-Auen National Park. The dragonfly fauna was surveyed at a total of 29 sampling sites (L1–L29 in Fig. 1) at 14 water bodies. Seventeen of the surveyed sampling sites are part of the Upper Lobau, that extends from the western end of the National Park to the Donau-Oder-Kanal (L01). The channel divides the Lobau into two areas, the Upper and Lower Lobau. Following the Donau-Oder-Kanal, the Lower Lobau, (where 12 sampling sites have been surveyed) extends to the Gänsehaufentraverse and thus to the border of Vienna.

The 29 sampling sites, with a few exceptions (see below), consisted of 100 m shoreline-stretches. They were selected to be representative of the respective water body (or section of the water body) in terms of their habitat characteristics. In addition, the FFH species *Leucorrhinia pectoralis* was specifically surveyed at the Seeschlachtgraben (L12). The location of the 29 stretches can be seen in Fig. 1 and in the Appendix.

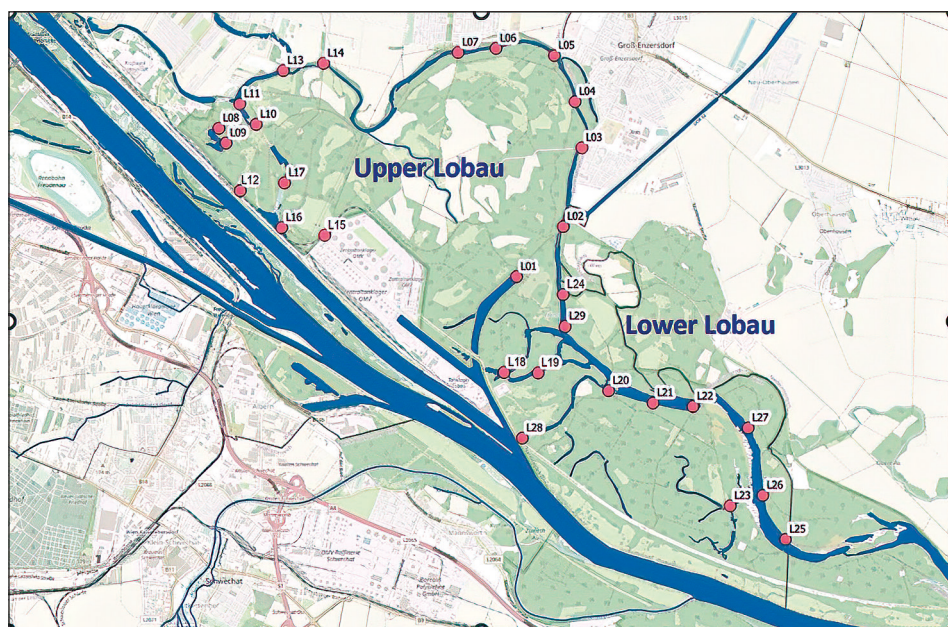


Fig. 1: Location of the study sections in the Lobau, Vienna. Upper Lobau: L1-L17, Lower Lobau L18-L29. – Abb. 1: Lage der untersuchten Standorte in der Lobau. Obere Lobau: L1-L17, Untere Lobau L18-L29.

At the sampling sites we recorded the species encountered, their abundance and autochthony. Exceptions were the sites L15, L18, L19, L24, L28 and L29. Due to the difficult accessibility of these sampling sites, only punctual surveys could be accomplished there: occurring species were noted, but no information about abundance was recorded.

The surveys of the sampling sites were carried out at least four times a year on sunny and windless or low-wind days, between 10:00 and 17:00 CEST (Central European Summer Time). This excludes the Seeschlachtgraben (L12), where surveys were conducted exclu-

sively during the flight season of *Leucorrhinia pectoralis* (May to July). Surveys focused on imagines, in addition, findings of exuviae were included as evidence of autochthony.

The number of individuals per species observed at a sampling site was transferred to abundance classes, considering family-specific spatial requirements (Tab. 1; Chovanec 2019). Species were assigned to the classes for each of the sampling sites based on the maximum abundance of individuals detected within one day during the study period.

Tab. 1: Assignment of individual numbers per sampling site to abundance classes (Chovanec 2019).
– Tab. 1: Zuteilung der Individuenzahlen pro Standort zu den Abundanzklassen (Chovanec 2019).

	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 finding of freshly emerged individuals and/or exuviae was decisive for the classification of a species as certainly autochthonous at a site. A species was considered to be probably autochthonous, if reproductive behaviour (copula, oviposition, and tandem flight) was observed and/or imagines were detected at that locality in abundance classes 3, 4, or 5 (Tab. 1). A species was considered possibly autochthonous, if imagines in abundance class 1 or 2 occurred on at least two different survey dates at the same site. In the following, species that are certainly, probably, or possibly autochthonous are summarized as “autochthonous”. If a species was found in two different water bodies, regardless of abundance and any evidence of autochthony, it was classified as autochthonous for the Lobau.

Assessment

The assessment method described here is based on the comparison of the river type-specific dragonfly fauna (derived from the conditions of the time before regulation measures, according to the Lorenzo map (surveyed from 1816 to 1817)) with the status quo. Any deviations are reflected in the five-level system of ecological status, with “very good status” corresponding to the reference status. The assessment of the ecological status of the Lobau waters is based on the WFD-compliant assessment system for floodplains of large rivers developed by Graf & Chovanec (2016) on the basis of macrozoobenthos (see also Hohensinner et al. 2011). Basis for the assessment system is a classification of floodplain waters into five habitat types, based on historical data according to the intensity of hydrological dynamics. The different habitat types correspond to the spectrum of water body types along a gradient of lateral connectivity in an uninfluenced floodplain, from dynamic eu- and parapotamon (H1, H2) to isolated and astatic (H5) (Tab. 2). Hydrologic dynamics include both surface waters corresponding to the natural hydrologic regime and fluctuations in groundwater levels (Fig. 2).

The indicator species for the different habitat types in a lateral connectivity gradient are determined as follows:

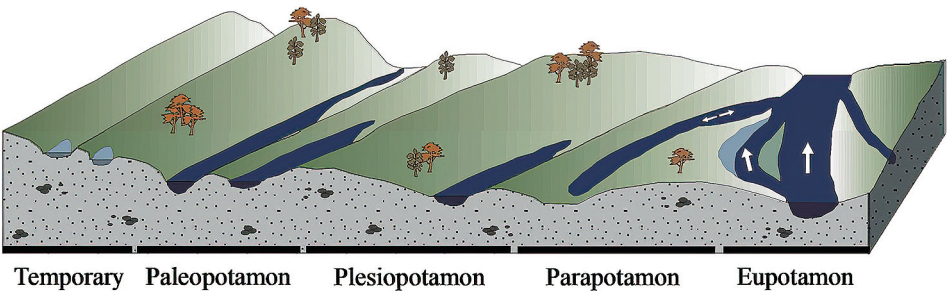


Fig. 2: Schematic representation of a hypothetical wetland landscape, according to Amoros et al. (1987) (Graphic: J. Waringer). – Abb. 2: Schematische Darstellung einer hypothetischen Aulandschaft, nach Amoros et al. (1987) (Grafik: J. Waringer).

(1) Calculation of habitat value (HV):

10 points are assigned for each dragonfly species according to its habitat preferences and based on the saprobity index, according to the species’ occurrence in the 5 habitat types (Chovanec & Waringer 2001). Thus, H1–H5 represent species-specific habitat preferences (example in Tab. 2).

Finally, habitat values (HV) are calculated for each species:

$$HV = \frac{1 * H1 + 2 * H2 + 3 * H3 + 4 * H4 + 5 * H5}{10}$$

Habitat values of all species can be found in Waringer et al. (2005).

(2) Assignment of habitat values to habitat types:

Based on the calculated habitat values, the individual species were assigned to a corresponding habitat type according to the classification defined by Graf & Chovanec (2016) (Tab. 3).

(3) Reference species range:

The classification of the waters in the Lower Lobau into the five habitat types described above, based on the Lorenzo map (surveyed 1816–1817) by Graf & Chovanec (2016), served as the basis for the description of the reference coenosis. The reference coenosis con-

Tab. 2: Habitat type classification and calculated habitat values according to Sladeczek (1964) on the example of five selected dragonfly species (Chovanec & Waringer 2001). – Tab. 2: Klassifizierung des Habitattyps und berechnete Habitatwerte nach Sladeczek (1964) am Beispiel von fünf ausgewählten Libellenarten (Chovanec & Waringer 2001).

	H1	H2	H3	H4	H5	HW	habitat type according to HV
<i>Calopteryx splendens</i>	9	1	0	0	0	1,1	H1
<i>Orthetrum cancellatum</i>	1	7	1	1	0	2,2	H2
<i>Anax imperator</i>	1	1	5	3	0	3,0	H3
<i>Sympetrum sanguineum</i>	0	2	0	5	3	3,9	H4
<i>Lestes barbarus</i>	0	0	0	2	8	4,8	H5

Tab. 3: Assignment of habitat values to habitat types and description of the five habitat types according to Graf & Chovanec (2016). – Tab. 3: Zuordnung der Habitatwerte zu den Habitattypen und Beschreibung der fünf Habitattypen nach Graf & Chovanec (2016).

Habitat types and habitat values	Description of habitat types
H1: 1.0–1.8	Riparian areas of eutotamal, permanently flowing, flowed-through water bodies (main channel as well as permanently flowed-through side arms connected to the main channel); high hydrological dynamics; (almost) no siltation; open banks or phalaridetum stands and riparian woody vegetation; sediment: gravel and sand dominate.
H2: 1.9–2.6	Riparian areas of permanently watered, mostly non-flowing parapotamal waters (open oxbow lakes connected to the main stream) or plesiotamal waters (closed oxbow lakes) as well as riparian areas of gravel pits located in the floodplains; reduced hydrological dynamics; siltation intensity low; banks open; macrophyte stands weakly developed; riparian woody plants; sediment: high proportion of gravel and sand.
H3: 2.7–3.4	Open water areas of permanent plesiotamal and palaeopotamal stream-free floodplain waters and gravel pits with floating leafy plants and/or floating macrophytes; significantly reduced hydrologic dynamics; high siltation intensity.
H4: 3.5–4.2	Riparian areas of permanently plesio- and palaeopotamal waters with dense reed beds; significantly reduced hydrologic dynamics; very high siltation intensity and sedimentation; muddy substrates predominate.
H5: 4.3 - 5.0	Temporary (mostly smaller) water bodies with at least one dry phase during the year (mostly in late summer, fall).

tained those species whose habitat values are assigned to the habitat types that were present before regulation measures and thus preferentially occur at waters of these habitat types.

According to Graf & Chovanec (2016), flowing side arms (eutotamon B) and dynamic oxbows of type H1 (incl. parapotamon A = transitional type H1–H2) covered the largest area in the Lower Lobau with about 86 %. The pronounced hydrological dynamics produced habitats poor in vegetation, characterized by open sand and gravel areas, which dried out during low water, promoting habitat type 5 species.

In contrast to permanently flowing water bodies, unilaterally connected oxbow lakes (parapotamon B, habitat type 2) and isolated oxbow lakes (dead arms, plesio- /palaeopotamon), representing habitat types 3 and 4, occupied much smaller areas, accounting for about 13.6 %.

Hence the uninfluenced Danube system in the Lower Lobau had a primarily lotic (eutotamal) character and favoured rheophilic coenoses. The reference species spectrum is therefore dominated by rheophilic species, i.e., species of habitat types 1 and 2. Due to the high hydrological dynamics in the area of surface water and in groundwater, species of habitat type 5 were included in the reference species spectrum. Species of habitat types 3 and 4 play a minor role in the reference species spectrum of the Lower Lobau due to the low number of standing water habitats in the reference situation.

Although the water body classification described by Graf & Chovanec (2016) refers to the Lower Lobau, the ratio in which the individual habitat types were expressed is – due to the similar situation – also transferable to the Upper Lobau and consequently was adopted for the entire area.

Evaluation

For a “very good” dragonfly ecological status, at least 10 species from habitat types 1, 2 and 5 must occur and they have to be autochthonous at >75 % of the sampling sites in the study area. At least two or one of these 10 species should have their main occurrence at waters of habitat type 5. If this is not the case, the assessment of the dragonfly ecological status is downgraded one level. A “bad” dragonfly ecological status is assigned if either more than 5 species from habitat types H1, H2 or H5 occur, but they are distributed at less than 10 % of the sites, or less than 5 species from these habitat types occur. In the latter case, distribution does not matter because of the extremely reduced number of species.

Tab 4: Scheme for assessing the ecological status of water bodies in the Lobau, according to the occurring dragonfly fauna and based on the 5 habitat types according to Graf & Chovanec (2016). – Tab. 4: Schema zur Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer in der Lobau, nach der vorkommenden Libellenfauna und basierend auf den 5 Habitiattypen nach Graf & Chovanec (2016).

Dragonfly ecological status class	I very good	II good	III moderate	IV poor	V bad
H1 + H2 Species with habitat value 1–2.6: dynamics surface waters H5 Species with habitat value ≥ 4.3: groundwater dynamics	at least 10 species are autochthonous at >75 % of the sites, whereby at least two H5 species must be present (if this is not the case, only status “good” is achieved)	at least 10 species are autochthonous at >50 % of the sites, whereby at least two H5 species must be present (if this is not the case, only status “moderate” is achieved)	At least 8 species occur autochthonous at >25 % of the sites, whereby at least one H5 species must be present (if this is not the case, only status “unsatisfactory” is reached)	at least 5 species are autochthonous at >10 % of the sites	>5 species are autochthonous at <10 % of sites or <5 species occur independently of autochthony and distribution

Results

General description

A total of 43 species were detected at the study area in the years 2017, 2018 and 2020. The detected species spectrum thus corresponds to 56 % of the Austrian odonate fauna. Thirty-nine of the occurring species could be classified as possibly, probably or certainly autochthonous in the study area. Fourteen species belong to the suborder Zygoptera and come from four families (Calopterygidae, Lestidae, Coenagrionidae and Platycnemididae). The other 29 species belonged to the suborder Anisoptera and represent the families Aeshnidae, Gomphidae, Corduliidae and Libellulidae, whereby the family Gomphidae was represented only by the detection of two non-autochthonous individuals (one *Gomphus vulgatissimus* and one *Onychogomphus forcipatus*).

The total number of species detected at each water body varied from 17 (OMV pond – L15 & Küniglwasser – L23) to 33 species (Großenzersdorfer Arm – L02–L06).

Approximately 50 % of the detected species are listed in endangerment categories of the Austrian Red List (NT-CR). Particularly remarkable are the three “critically endangered” *Leucorrhinia* species (*L. pectoralis*, *L. caudalis* and *L. albifrons*). All three species are also listed in Annexes of the Habitats Directive (92/43/EEC) and could be classified as autochthonous at the Mühlwasser-Tischwasser-system (Fischer et al. 2018). *Leucorrhinia pectoralis* additionally occurred at two other water bodies (Seeschlachtgraben – L12 in Tab. 6 and Oberleitner Wasser – L07), although the occurrence at Oberleitner Wasser currently appears extinct. *Sympetrum meridionale* (also “critically endangered”) was observed in low abundance at the Kühwörther Wasser and classified as autochthonous to the study area. *Somatochlora flavomaculata* and *Libellula fulva* were recorded as “endangered” species. Eleven other species are classified as “vulnerable” in the Austrian Red List (Raab 2006).

Tab. 5: Overview of dragonfly species detected in the Upper Lobau at the sampling sites (L01-L17; see Fig. 1) in 2017, 2018, and 2020, their abundance, autochthony (*) and corresponding habitat type (H1-5). – Tab. 5: Übersicht über die in der Oberen Lobau an den untersuchten Standorten (L01-L17; siehe Abb. 1) 2017, 2018 und 2020 nachgewiesenen Libellenarten, ihre Häufigkeit, Bodenständigkeit (*) und ihrem entsprechenden Habitattyp (H1-5).

Species	H	UPPER LOBAU						
		L01	L02-L06	L07	L08, L09	L11, L13, L14	L10, L16, L17	L15
<i>Aeshna affinis</i> Vander Linden, 1820	H4							
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764)	H3		1	1	1	1	1	
<i>Aeshna grandis</i> (Linnaeus, 1758)	H3	1	1	1	1	1*	2	x
<i>Aeshna isoceles</i> (Müller, 1767)	H4	3*	2*	2*	2*	3*	4*	x
<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	H4	4*	3*	2	2*	4*	3*	x
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	H3	1*	2*	2	1*	3*	1*	x
<i>Anax parthenope</i> (Selys, 1839)	H4	2*	2*		3*	2*	3*	
<i>Brachytron pratense</i> (Müller, 1764)	H4		1*	2*		2*	2*	
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1782)	H1		2*			3*	1*	
<i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus, 1758)	H1		1*			1		
<i>Chalcolestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	H4		2*	3*		2*	3*	x
<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)	H3	4*	5*	4*	5*	3*	4*	x
<i>Coenagrion pulchellum</i> (Vander Linden, 1825)	H4	1	2*	1	2*	3*	3*	x
<i>Cordulia aenea</i> (Linnaeus, 1758)	H3	1	4*	3*	1	5*	3*	x
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1823)	H3	2*	2*		2	2*	2*	x
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	H3				1		1	
<i>Erythromma najas</i> (Hansemann, 1823)	H3	3*	3*		2*	3*	4*	
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	H3	3*	4*	3*	3*	4*	5*	x
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758)	H1		1					
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	H3	2*	4*	2*	2*	2*	5*	x
<i>Ischnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)	H5							
<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann, 1823)	H4		1*	3*			3*	
<i>Leucorrhinia albifrons</i> (Burmeister, 1839)	H3					5*		
<i>Leucorrhinia caudalis</i> (Charpentier, 1840)	H3					5*		
<i>Leucorrhinia pectoralis</i> (Charpentier, 1825)	H4			4*		4*		
<i>Libellula depressa</i> Linnaeus, 1758	H3		2	2				

Species	H	UPPER LOBAU						
		L01	L02-L06	L07	L08, L09	L11, L13, L14	L10, L16, L17	L15
<i>Libellula fulva</i> Müller, 1764	H1	1	2*		2*	2*	2*	
<i>Libellula quadrimaculata</i> Linnaeus, 1758	H4	2	2*	2*	2*	4*	2*	x
<i>Onychogomphus forcipatus</i> (Linnaeus, 1758)	H1							
<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848)	H2		2*				2*	
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)	H1		1					
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	H2	1*	2*		2*	1	2*	
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)	H2		3*		2	4*	1*	
<i>Platynemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	H2		3*	1*	2*	4*	3*	x
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	H3		2*	1				
<i>Somatochlora flavomaculata</i> (Vander Linden, 1825)	H4			3*		1	3*	
<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)	H3			1	1	1	1*	
<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820)	H3	1	4*		1	2*	4*	x
<i>Sympetrum meridionale</i> (Selys, 1841)	H5							
<i>Sympetrum pedemontanum</i> (Allioni, 1766)	H3		1			2*	2*	
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764)	H4	2	3*	5*	2*	5*	4*	x
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	H3	2*	4*	2*	2*	3*	4*	x
<i>Sympetrum vulgatum</i> (Linnaeus, 1758)	H4	3*	3*	3*		3*	4*	x
species number/sampling site		19	33	23	23	31	31	17

Tab. 6: Overview of dragonfly species detected in the Lower Lobau at the sampling sites (L18-L29; see Fig. 1) in 2017, 2018, and 2020, their abundance, autochthony (*) and classification in the Red List of Austria (RLA); L12-Seeschlachtgraben. – Tab. 6: Übersicht der in der Unteren Lobau an den untersuchten Standorten (L18-L29; siehe Abb. 1) 2017, 2018 und 2020 nachgewiesenen Libellenarten, deren Abundanz, Bodenständigkeit (*) und Einstufung in der Roten Liste Österreichs (RLA); L12-Seeschlachtgraben.

Species	RLA	LOWER LOBAU								additional records Lobau
		L20	L21	L22	L23	L25–L27	L28	L24, L29	L18, L19	
<i>Aeshna affinis</i>	VU									x
<i>Aeshna cyanea</i>	LC	1								
<i>Aeshna grandis</i>	LC	1						x	x	
<i>Aeshna isoeles</i>	VU	1	3*	3*	x	1*	x	x	x	
<i>Aeshna mixta</i>	LC	1*	4*	5*	x	4*	x	x	x	
<i>Anax imperator</i>	LC		1*	1*	x	2*	x	x	x	
<i>Anax parthenope</i>	LC		2*	2*		3*	x		x	
<i>Brachytron pratense</i>	VU	2				2*	x	x	x	
<i>Calopteryx splendens</i>	NT	2		2		1*		x		
<i>Calopteryx virgo</i>	NT	2	1		x	1*				
<i>Chalcolestes viridis</i>	LC	2*	2	1	x			x	x	
<i>Coenagrion puella</i>	LC		2	2*	x	3*		x	x	
<i>Coenagrion pulchellum</i>	VU	2			x	1			x	
<i>Cordulia aenea</i>	LC		1	1	x		x			

Species		LOWER LOBAU								
	RLA	L20	L21	L22	L23	L25– L27	L28	L24, L29	L18, L19	additional records Lobau
<i>Crocothemis erythraea</i>	LC			1*	x	2*	x		x	
<i>Enallagma cyathigerum</i>	LC			2*						
<i>Erythromma najas</i>	NT		5*	4*	x	4*	x	x		
<i>Erythromma viridulum</i>	LC		2	2	x	5*	x	x	x	
<i>Gomphus vulgarissimus</i>	VU									
<i>Ischnura elegans</i>	LC	2*	4*	5*	x	5*	x	x	x	
<i>Ischnura pumilio</i>	NT					1*				
<i>Lestes sponsa</i>	LC	3*	2	3*	x	3*		x	x	
<i>Leucorrhinia albifrons</i>	CR									
<i>Leucorrhinia caudalis</i>	CR									
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	CR									(L12) 3*
<i>Libellula depressa</i>	LC									x
<i>Libellula fulva</i>	EN	1		1				x		
<i>Libellula quadrimaculata</i>	LC			2		1	x	x	x	
<i>Onychogomphus forcipatus</i>	VU			1						
<i>Orthetrum albistylum</i>	LC			1		4*	x			
<i>Orthetrum brunneum</i>	NT									
<i>Orthetrum cancellatum</i>	LC		3*	3*		2*	x	x	x	
<i>Orthetrum coerulescens</i>	VU	2		1						
<i>Platycnemis pennipes</i>	LC					3*	x		x	
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	LC									
<i>Somatochlora flavomaculata</i>	EN	2		3*	x			x	x	
<i>Somatochlora metallica</i>	LC		1							
<i>Sympecma fusca</i>	VU	2	2*	5*	x	5*	x	x	x	
<i>Sympetrum meridionale</i>	CR					2*				
<i>Sympetrum pedemontanum</i>	VU	2*	2	1		2*				
<i>Sympetrum sanguineum</i>	LC	2*	1	4*	x	4*	x	x	x	
<i>Sympetrum striolatum</i>	LC	1*	1*	4*	x	3*	x	x	x	
<i>Sympetrum vulgatum</i>	LC	2*	2	3*		2*	x	x	x	
species number/ sampling site		19	19	26	17	25	18	20	21	

Evaluation

The occurring dragonfly fauna was dominated by typical species of standing waters (parapotamon B, plesio- and palaeopotamon), with a distribution focus in habitat types 3 and 4. 74 % of the species inventory (29 species), correspond to these two habitat types and were distributed on average at about 40 % of the sites (Fig. 3a).

Rheophilic species of habitat types 1 and 2 or species with a main distribution in dynamic, temporary waters (H5) make up only about 26 % (10 species) of the autochthonous species spectrum of the Lobau. If we focus on species of habitat type 5, we can see that species of this habitat type occurred on average at only 5 % of the surveyed sites (Fig. 3b). Of the habitat types 1, 2 and 5 only two species, both originating from habitat type 2, occurred

at more than 25 % of sites. A total of six species from H1, H2, H5 were classified as native at >10 % of the sampling sites. The low proportion of rheophilic and dynamic species as well as their limited distribution indicates (according to the assessment scheme) the assessment of the Lobau with “poor dragonfly ecological status”.

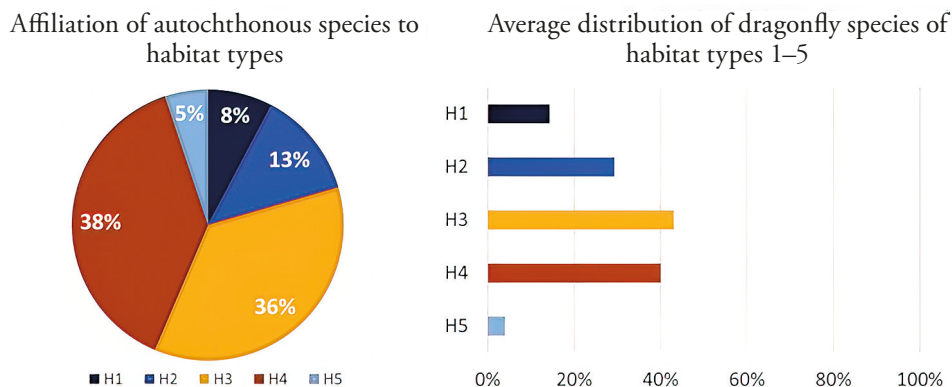


Fig. 3a and b: Affiliation of autochthonous species to habitat types & average distribution of dragonfly species of the respective habitat types at the sampling sites. – Abb. 3a und b: Zugehörigkeit der bodenständigen Arten zu den Lebensraumtypen & durchschnittliche Verbreitung der Libellenarten der jeweiligen Lebensraumtypen an den untersuchten Standorten.

Discussion

Despite high species diversity and a high proportion of endangered species, the occurring species community deviated strongly from the reference coenosis, whereby the dragonfly ecological status of the aquatic landscape Lobau was assessed as “poor”.

Pristine river-floodplain systems are characterized by high lateral connectivity, strong hydrologic dynamics, and balanced erosion-sedimentation processes. They have a primarily lotic (eupotamal) character, with standing, permanent water bodies (para-, pleisio-, and paleopotamon) existing in the marginal areas (Amoros et al. 1987; Graf & Chovanec 2016). The resulting mosaic of diverse, semi-aquatic and aquatic habitats, often provides a refugium for species diversity.

The separation of the Lobau from the main stream during the “Great Danube Regulation” in the 19th century, has drastically reduced temporal and spatial dynamics in this floodplain system. Damming of numerous side arms caused a large-scale loss of habitat types characteristic for the floodplain. Permanently flowing main and side arms have been replaced by unilaterally connected and isolated oxbow lakes, which are characterized by strong succession (Hohensinner et al. 2011). The occurring dragonfly fauna reflects the changes in the aquatic landscape of the Lobau: the majority of the dragonfly fauna recorded in Lobau (74 %) nowadays consists of limnophilic species with a distribution focus in the palaeo- and plesiopotamal (H3 and H4), partly characteristic for habitats in far advanced stages of succession. Thus, the current dragonfly fauna deviates strongly from the reference coenosis, which originally consisted of eu- and parapotamal species (H1 and H2) and species with specialization on dynamic and temporary waters (H5). In the whole

Lobau, species of these habitat types make up only a small proportion of the occurring dragonfly fauna and are very restricted in their distribution.

This is particularly noticeable in the Upper Lobau: due to the loss of the direct connection to the Danube, in this area the waters are exposed to even stronger sedimentation processes and they are characterized by dense reed beds. Only 19 % of the occurring species are from the habitat types 1, 2 and 5. In the Lower Lobau, 31 % of the species spectrum could be assigned to these habitat types.

Even though the percentage of H1, 2 and 5 species is higher here than in the Upper Lobau, a comparison of the currently occurring dragonfly fauna with the data collected in earlier studies in the Lower Lobau clarifies a still ongoing terrestrialization process. In the years between 1998 and 2012, several dragonfly surveys were conducted at water bodies of the Lower Lobau, in order to survey the status quo and assess the dragonfly ecological status of the water bodies and measures taken for the revitalization of the Lower Lobau (Raab 2000; Chovanec et al. 2004; Schultz 2008; Schulze & Schneeweih 2013). Based on the calculated mean value of the Odonata Habitat Index (OHI), the high species number and the proportion of sensitive species the dragonfly ecological status of the Lower Lobau was classified as “good” in 2007 and 2012 (Schultz 2008; Schulze & Schneeweih 2013). However, the species range detected during these studies was dominated by limnophilic species, as it was between 2017 and 2020. Rheophilic species played only a minor role already in 2007 (Schultz 2008). For species that depend on dynamic water bodies and regularly flooded riparian areas a decline of species and their distribution has been observed. Species specializing in these water bodies (H5), are among the most endangered dragonfly species in Austria due to the strong decline of this habitat type. While six species of this habitat type were present in the lower part of the Lobau between 1998 and 2000, the number of species already decreased in the following decade (Schultz 2008; Schulze & Schneeweih 2013). Between 2017 and 2020 only two H5-species were recorded in Lower Lobau. In the Upper Lobau, not a single species of this habitat type was present autochthonous.

Nevertheless, the number of species detected during the study was high, as well as the proportion of endangered species. Both illustrate that despite the loss of floodplain characteristic habitats, the Lobau plays an essential role in Vienna’s dragonfly diversity and serves as a refugium for endangered species.

With a total of 43 species, the dragonfly fauna recorded in the Lobau comprises 55 % of the Austrian dragonfly fauna and, with around 70 %, the majority of the Viennese dragonfly fauna. If only data from more recent dragonfly surveys at Viennese water bodies (since 2014) are used, the proportion is 86 %.

Approximately 50 % of the species spectrum is listed in endangerment categories of the Austrian Red List (NT-CR) and three species in the Annexes of the Habitats Directive. A large part of the endangered species spectrum (72 %) including all three FFH species is assigned to habitat types 3 and 4. In 2017, all three FFH species from the genus *Leucorrhinia* were detected at the Mühlwasser-Tischwasser complex (Fischer et al. 2018). For *L. albifrons* this was the first detection for Vienna and *L. caudalis* was detected for the first time in Vienna at the Old Danube in 2015 (Fischer 2016). Occurrences of *L. pectoralis* were already known for the Lobau. It is likely that colonization of the two new *Leucorrhinia* species occurred only a few years ago as part of a dispersal event recognizable in Central Europe (from 2012) (Staufer & Pöchlacher-Florian 2018). The species occur in larger, stagnant,

perennial nutrient-poor waters with clear water, which are often surrounded by forest and show medium states of succession. Dense submerged vegetation reaching the water surface, at least at some patches, is important for both species. *L. albifrons* also prefers waters with distinct siltation zones and stands of reeds or sedges (Sternberg et al. 2000; Ott 2013). Thus, all three species benefited from the shift in habitat supply towards paleo- and plesio-potamal waters, but nevertheless are currently threatened by the strong siltation tendencies of the Upper Lobau. It should, however be emphasised that terrestrialisation is a general threat for most of the dragonfly species occurring in the Lobau.

Conclusion

While the species diversity and portion of endangered dragonfly species in the Lobau is still high, the assessment presented here evidenced a considerable deviation from the reference coenosis, originally consisting of species indicating habitat types H1, H2, and H5. Specifically, the decline of habitat type H5 caused the loss of species with specialization on temporary waters. The assessment of the Lobau with “poor dragonfly ecological status” should be seen as a remit to realize the commitment for protection of fluvial habitats. Hydrological and ecological deficits, reflected by the occurring dragonfly fauna call for sustainable restoration measures for the Lobau, which preserve the high natural value of the area, allow for stronger hydrological dynamics corresponding to the original character and at the same time secure existing utilization interests, such as flood protection and drinking water production.

Appendix

Appendix: Sampling sites with associated site code and coordinates. – Anhang: Probenahmestellen mit zugehörigem Standortcode und Koordinaten.

Water body	Site code	Longitude	Latitude
Donau-Oder-Kanal	L01	48,174987	16,529213
Großenzersdorfer Arm	L02	48,180811	16,537409
Großenzersdorfer Arm	L03	48,189888	16,540671
Großenzersdorfer Arm	L04	48,195241	16,539480
Großenzersdorfer Arm	L05	48,200587	16,535849
Großenzersdorfer Arm	L06	48,201416	16,525611
Großenzersdorfer Arm	L07	48,200948	16,519074
Dechantlacke	L08	48,192149	16,477119
Dechantlacke	L09	48,190432	16,478376
Panozzalacke	L10	48,192606	16,483660
Mühlwasser	L11	48,194976	16,480805
Seeschlachtgraben	L12	48,184884	16,480777
Mühlwasser	L13	48,198842	16,488424
Mühlwasser	L14	48,199685	16,495481
OMV-Teich	L15	48,179804	16,495688
Panozzalacke	L16	48,180694	16,488157
Panozzalacke	L17	48,185875	16,488627
Lausgrundwasser	L18	48,163954	16,527012
Lausgrundwasser	L19	48,163893	16,533

Water body	Site code	Longitude	Latitude
Kreuzgrund-Traverse	L20	48,161829	16,545364
Mittelwasser	L21	48,160406	16,553157
Kühwörterwasser/Mittelwasser	L22	48,160005	16,560135
Küniglwasser	L23	48,148464	16,566694
Eberschüttwasser	L24	48,172919	16,53739
Kühwörterwasser	L25	48,144562	16,576352
Kühwörterwasser	L26	48,149674	16,572393
Kühwörterwasser	L27	48,157505	16,569821
Schwarzes Loch	L28	48,156323	16,530225
Eberschüttwasser	L29	48,169248	16,537723

Literature

- Amoros C, Roux AL (1988) Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. *Münstersche Geographische Arbeiten* 29, 125–130
- Amoros C, Roux A L, Reygrobellet J L, Bravard J P, Pautou G (1987) A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research and Management* 1, 17–36
- BMLFUW (2015) Auenstrategie für Österreich 2020+. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 22p
- BMLFRW (2022) Auenstrategie für Österreich 2030+. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft Wien, in Druck
- BMLRT (2022) Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien, 341p
- Brückmann Y (2010) Flussauen zwischen FFH-Richtlinie und Wasserrahmenrichtlinie: Ein Vergleich der naturschutzfachlichen und wasserwirtschaftlichen Ziele am Beispiel des FFH-Gebietes „Elbaue Beuster-Wahrenberg“. VDM Verlag, Saarbrücken, 128p
- Castella E (1987) Larval Odonata distribution as a describer of fluvial ecosystems: the Rhone and Ain Rivers, France. *Advances in Odonatology* 3, 23–40
- Castella E, Richardot-Coulet M, Roux C, Richoux P (1991) Aquatic macroinvertebrate assemblages of two contrasting floodplains: the Rhone and Ain Rivers, France. *Regulated Rivers: Research and Management* 6, 289–300
- Chovanec A (2017) Die Libellenfauna (Insecta: Odonata) der Klosterneuburger Donau-Au (Niederösterreich): Bewertung, Entwicklungstendenzen und Managementempfehlungen. *Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum* 27, 39–68
- Chovanec A (2019) 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, Waringer J (2001) Ecological integrity of river-floodplain systems assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regulated Rivers: Research & Management* 17, 493–507
- Chovanec A, Waringer J, Raab R, Laister G (2004) Lateral connectivity of a fragmented large river system: assessment on a macroscale by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14, 163–178
- Chovanec A, Waringer J, Straif M, Graf W, Reckendorfer W, Waringer-Löschenkohl A, Waidbacher H, Schultz H (2005) The Floodplain Index – a new approach for assessing the ecological status of

- river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. Large Rivers Vol. 15 (1–4) Arch. Hydrobiol. Suppl. 155/1–4, 169–185
- Chwala E, Waringer J (1996) Association patterns and habitat selection of dragonflies (Insecta: Odonata) at different types of Danubian backwaters at Vienna, Austria. Archiv für Hydrobiologie Supplementum 115, Large Rivers 11 (1), 45–60
- Dziöck F, Henle K, Foeckler F, Follner K, Scholz M (2006) Biological Indicator Systems in Floodplains – a Review. Internat. Rev. Hydrobiol. 91 (4), 271–291
- Fischer I, Sittenthaler M, Chovanec A (2018) Zum Vorkommen von drei Arten der Gattung *Leucorrhinia* in Wien (Österreich) mit dem Erstnachweis von *L. albifrons* (Odonata: Libellulidae). – Libellula 37(1/2), 79–90
- Fischer I (2016) Neuer Nachweis der Zierlichen Moosjungfer, *Leucorrhinia caudalis* (Charpentier, 1840) (Odonata: Libellulidae), in Wien. Beiträge zur Entomofaunistik, 17, 127–167
- Godreau V, Bornette G, Frochot B, Amoros C, Castella E, Oertli B, Chambaud F, Oberli D, Craney E (1999) Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. Biodiversity and Conservation 8, 839–864
- Graf W, Chovanec A (2016) Entwicklung eines WRRL-konformen Bewertungssystems für Auen großer Flüsse auf Basis des Makrozoobenthos unter besonderer Berücksichtigung der Donau. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 48p
- Graf W, Chovanec A, Hohensinner S, Leitner P, Schmidt-Kloiber A, Stubauer I, Waringer J, Ofenböck G (2013) Das Makrozoobenthos als Indikatorgruppe zur Bewertung großer Flüsse unter Einbeziehung auenökologischer Aspekte. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft 65, 386–399
- Haidvogel G, Preis S, Hohensinner S, Muhar S, Poppe M (2009) Flusslandschaften im Wandel. In: Egger G, Michor K, Muhar S, Bednar B (Hg.), Flüsse in Österreich. Lebensadern für Mensch, Natur und Wirtschaft. StudienVerlag, Innsbruck, Wien, Bozen, 32–43
- Hohensinner S, Herrnegger M, Blaschke A P, Haberer C, Haidvogel G, Hein T, Jungwirth M, Weiß M (2008a) Type-specific reference conditions of fluvial landscapes: a search in the past by 3D-reconstruction. Catena 75, 200–215, ISSN 0341-8162
- Hohensinner S, Eberstaller-Fleischanderl D, Haidvogel G, Herrnegger M, Weiß M (2008b) Die Stadt und der Strom – Historische Veränderungen der Wiener Donau-Auen seit dem 18. Jahrhundert. Abh. Geol. B.-A. 62, 87–93
- Hohensinner S, Jungwirth M, Muhar S, Schmutz S (2011) Spatio-Temporal Habitat Dynamics In A Changing Danube River Landscape 1812–2006. River Research & Applications 27 (8), 939–955
- Januschke J, Jachertz H, Hering D (2018) Machbarkeitsstudie zur biozönotischen Auenzustandsbewertung. Bundesamt für Naturschutz, BfN-Skripten 484, 64p + Anhänge
- Korn N, Jessel B, Hasch B, Mühlinghaus R (2005) Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. Naturschutz und Biologische Vielfalt 27, 1–254
- Laister G (1998) Leitbild – Libellen, Donau-Traun-Krems-Auen. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz 42/43, 1996/97, 181–196
- Laister G (2008) Die Libellenfauna der Linzer Donauauen – alles beim Alten oder? Öko-L 30/3, 3–12
- Lazowski W, Schwarz U (2014) Auenland – das Aueninventar als Grundlage einer österreichweiten Auenstrategie. Österreichischer Naturschutzbund (Hg.), 103p + Karten
- Lohr M (2010) Libellen zweier europäischer Flusslandschaften. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie Münster, 183p
- Oertli B (2008) The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. In: Córdoba-Aguilar A. (Ed.), Dragonflies and Damselflies. Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research. Oxford University Press, New York, 79–95

- Ott J (2013) Erstnachweis der Östlichen Moosjungfer – *Leucorrhinia albifrons* (Burmeister, 1839). In Rheinland-Pfalz (Insecta: Odonata). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12, 1075–1086
- Raab R (2000) Die Libellenfauna in den Maßnahmenbereichen Untere Lobau und Orth. Bericht im Auftrag des Nationalpark Donauauen im Rahmen des LIFE-Projektes „Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen“
- Raab R (2004) Die Libellen (Insecta: Odonata) des dynamischen Altarmsystems der Donau bei Regelsbrunn (Niederösterreich). Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich 34, 99–122
- Raab R (2006) Rote Liste der Libellen Österreichs. In Raab R, Chovanec A, Pennerstorfer J Libellen Österreichs 325–334. Springer, Wien, New York
- Reckendorfer W, Böttiger M, Funk A, Hein T (2013) Die Entwicklung der Donau-Auen bei Wien – Ursachen, Auswirkungen und naturschutzfachliche Folgen. Geographica Augustana. 13, 45–53
- Roni P, Hall JE, Drenner SM, Arterburn D (2019) Monitoring the effectiveness of floodplain habitat restoration: A review of methods and recommendations for future monitoring. WIREs Water. 2019;6:e1355, <https://doi.org/10.1002/wat2.1355>
- 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, 79p
- Schorr M, Götz 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, 43p
- Schultz H, Waringer J, Chovanec A (2003) Assessment of the ecological status of Danubian floodplains at Tulln (Lower Austria) based on the Odonata Habitat Index (OHI). Odonatologica 32, 355–370
- Schultz H (2008) Erhebung der Libellenfauna der Unteren Lobau, 7–41. In: Schultz H, Schulze C H, Waringer-Löschenkohl A, Zornig H Faunistische Beweissicherung Dotation Untere Lobau (2007). Erhebung der Libellen, Amphibien und Brutvögel mit Gewässerbindung. Bericht im Auftrag der Magistratsabteilung 45 (Wasserbau), Wien
- Schulze C H, Schneeweis S (2013) Auenhabitatindex: Die Libellen (Odonata) der Unteren Lobau – Ergebnisse der Erhebungen aus dem Jahr 2012. Projektbericht im Auftrag der Magistratsabteilung 45 – Wiener Gewässer
- Seidel M, Li F, Langheinrich U, Lüderitz V (2019) Bioindikatorische Typisierung der Anbindung von Altwässern der Mittel- und Oberrhein. Wasserwirtschaft 11, 47–53
- Sladeczek V (1964) Zur Ermittlung des Indikations-Gewichtes in der biologischen Gewässeruntersuchung. Archiv für Hydrobiologie 60, 241–243
- Staufer M, Pöchlacher-Florian H (2018) Erste aktuelle Reproduktionsnachweise der Östlichen Moosjungfer (*Leucorrhinia albifrons*) und der Zierlichen Moosjungfer (*Leucorrhinia caudalis*) aus Wien mit Beiträgen zur Phänologie in Ostösterreich (Odonata: Libellulidae). Beiträge zur Entomofaunistik 19, 95–110
- Sternberg K, Schiel F-J, Buchwald R (2000) *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825), Große Moosjungfer. In Sternberg K, Buchwald R (Hg.) – Die Libellen Baden-Württembergs, Band 2, 415–427. Ulmer, Stuttgart
- Ward J V, Stanford J A (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. Regulated Rivers: Research & Management 11, 105–119
- Ward J V, Tockner K, Arscott D B, Claret C (2002) Riverine landscape diversity. Freshwater Biology 47, 517–539

- Ward J V, Tockner K, Schiemer F (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management* 15, 125–139
- Waringer J (1989) Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Altenwörther Donau (Niederösterreich). *Natur und Landschaft* 64, 389–392
- Waringer J, Chovanec A, Straif M, Graf W, Reckendorfer W, Waringer-Löschenkohl A, Waidbacher H, Schultz H (2005) The Floodplain Index – habitat values and indication weights for molluscs, dragonflies, caddisflies, amphibians and fish from Austrian Danube floodplain waterbodies. *Lauterbornia* 52, 177–186
- Wassermann G (1999) Odonata (Libellen). *Forschung im Verbund, Schriftenreihe* 50, 118–128
- Weigelhofer G, Hein T, Kucera-Hirzinger V, Zornig H, Schiemer F (2011) Hydrological improvement of a former floodplain in an urban area: Potenzial and limits. *Ecol. Eng.* 37, 1507–1514
- Weigelhofer G, Reckendorfer W, Funk A, Hein T (2013) Auenrevitalisierung – Potential und Grenzen am Beispiel der Lobau, Nationalpark Donauauen. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 2 65, 400–407
- Weigelhofer G, Feldbacher E, Trauner D, Pölz E, Hein T, Funk A (2020) Integrating conflicting goals of the EC Water Framework Directive and the EC Habitats Directives into floodplain restoration schemes. *Front. Environ. Sci.* 8:538139. doi: 10.3389/fenvs.2020.538139

Received: 2023 02 14

Adresses:

Iris Fischer, E-Mail: iris.fischer@nhm-wien.ac.at (Corresponding author)

Elisabeth Haring, E-Mail: elisabeth.haring@nhm-wien.ac.at

Central Research Laboratories, Natural History Museum Vienna, Burgring 7, A-1010 Vienna, Austria; Department of Evolutionary Biology, University of Vienna, Djerassi-platz 1, 1030 Vienna, Austria.

Andreas Chovanec, E-Mail: andreas.chovanec@bml.gv.at

Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Regions and Water Management, Marxergasse 2, A-1030 Vienna, Austria.

Victoria Kargl, E-Mail: victoria.kargl@nhm-wien.ac.at

Marcia Sittenthaler, E-Mail: marcia.sittenthaler@nhm-wien.ac.at

Central Research Laboratories, Natural History Museum Vienna, Burgring 7, A-1010 Vienna, Austria.

Helmut Sattmann, E-Mail: helmut.sattmann@nhm-wien.ac.at

Zoological Department, Natural History Museum Vienna, Burgring 7, A-1010 Vienna, Austria.

The mollusc fauna of the Lobau (Nationalpark Donau-Auen, Viennese part) over time – past, presence and future perspectives

Michael Duda, Hannah Schubert, Alexander Reischütz, Anita Eschner,
Sara Schnedl, Helmut Sattmann, Elisabeth Haring

The mollusc fauna of the Lobau, a forest and floodplain area of the National Park Donau-Auen, which is situated in large part within the municipal borders of Vienna (Austria), underwent several changes since the Danube regulation around 1870. After the regulation, many side arms, oxbow lakes, and backwaters, which were originally running waters, became stagnant water bodies. This reduced the habitat quality of formerly frequent species typical for Danubian flowing water, like *Theodoxus danubialis* or *Anodonta cygnea*. This first impact triggered the increase of mollusc species specialized on still water and swamp habitats. However, even this habitat type was, after some time, affected negatively by human influences. River regulation and the construction of a hydroelectric power station reduced the downstream transport of gravel and, therefore, triggered the drawdown of the groundwater level. Eventually, climate change and extreme weather events led to unfavourable hydrological conditions including complete desiccation of oxbow lakes and wet reed beds. Single observations confirmed the presumed negative impact on the mollusc fauna of the Lobau. Here we present the results of a survey performed in the years 2020 and 2021 in the Viennese part of the Lobau. We compared the results with data compiled from the literature from the early 20th century to 2019 and found a severe decrease in species numbers. Altogether 127 species (66 land snails, 38 aquatic snails and 23 mussels) were recorded in the investigated area up to this day. Of these, 121 species were found until 2019, while 6 others were recorded after 2019 for the first time (3 of them invasive species). The number of species found in the present survey (2020/2021) was only 86, out of which 63 were found alive and 23 were recorded as empty shells. Especially unionid mussels, some freshwater snails, and wetland species typical for Danubian forests like *Trochulus striolatus danubialis* and *Pseudotrichia rubiginosa* were missing. A loss of occurrences was registered for *Anisus vorticulus*, a species listed in Annex II of the Habitats Directive of the European Commission. On the other hand, several introduced molluscs have become more common in this protected area. More intense dotation of freshwater, which is long overdue, particularly for the Lower Lobau, could stabilise the hydrological situation and preserve or even improve at least the remaining freshwater and wetland fauna including the FFH species *Anisus vorticulus*.

Duda M, Schubert H, Reischütz A, Eschner A, Schnedl S, Sattmann H, Haring E (2023) Die Molluskenfauna der Lobau (Nationalpark Donau-Auen, Wiener Teil) im Wandel der Zeit – Vergangenheit, Gegenwart und Zukunftsperspektiven.

Die Molluskenfauna der Lobau im Wiener Teil des Nationalparks Donau-Auen erfuhr nach der Donauregulierung um 1870 mehrere Veränderungen. Als Folge der Regulierung wurden viele der ehemals durchflossenen Seitenarme und Altarme zu stehenden Gewässern. Dies hatte einen negativen Einfluss auf ehemals häufigere Arten, welche zur typischen Gewässerfauna der Donau gehören, wie z. B. *Theodoxus danubialis* oder *Anodonta cygnea*. Andererseits wurden dadurch seltene Arten der Verlandungszonen und stehenden Gewässer stark gefördert. Aber auch diese waren nach einiger Zeit durch anthropogene Faktoren negativ beeinflusst: Flussbauliche Maßnahmen und die Errichtung von Wasserkraftwerken in den flussaufwärts gelegenen Teilen der Donau reduzierten den Geschiebetrieb stark, was zu einer Eintiefung des Flussbetts und zum Absinken des Grundwasserspiegels führte. Zusätzlich beeinträchtigten zunehmende Trockenheit und Extremwetterereignisse die Situation der Gewässer in der Lobau. Der vermutete negative Einfluss auf die Molluskenfauna der Lobau wurde durch Einzelbe-

obachtungen bestätigt. Hier präsentieren wir die Ergebnisse der Erfassung der Molluskenfauna im Wiener Teil der Lobau, die in den Jahren 2020 und 2021 durchgeführt wurde. Wir vergleichen die Ergebnisse mit einer Zusammenstellung früherer Daten, vom frühen 20. Jahrhundert bis 2019, zum Gebiet und diskutieren die Entwicklung sowie die Trends für die Zukunft. Ein drastischer Rückgang an Arten wurde festgestellt. Bis 2022 wurden im Untersuchungsgebiet insgesamt 127 Arten registriert (66 Landschnecken-, 38 Wasserschnecken-, 23 Muschelarten). Von diesen wurden 121 Arten bis zum Jahr 2019 nachgewiesen, wohingegen sechs weitere Arten (darunter drei invasive Arten) erst nach 2019 im Gebiet gemeldet wurden. Im Zeitraum der Studie (2020/2021) betrug die Zahl der Arten lediglich 86, wovon 63 Arten lebend gefunden und 23 nur als Leerschalen registriert wurden. Besonders Großmuscheln und einige Wasserschnecken, aber auch typische Landschnecken der regelmäßig überfluteten Auenbereiche, wie z. B. *Pseudotrachia rubiginosa* und *Trochulus striolatus danubialis*, konnten nicht mehr nachgewiesen werden. Für *Anisus vorticulus*, eine Art, die im Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie gelistet ist, wurde ein Verlust an Vorkommen verzeichnet. Andererseits breiten sich zunehmend eingeschleppte Arten im Gebiet aus. Eine lang überfällige, intensivere Dotation einiger Altarme, insbesondere der Unteren Lobau, könnte die Situation stabilisieren und zumindest die Bestände der noch verbliebenen ursprünglichen Molluskenfauna, darunter auch die FFH II Art *Anisus vorticulus*, erhalten oder sogar verbessern.

Keywords: Lobau, Vienna, Austria, Mollusca, Gastropoda, Bivalvia, Danubian river floodplain, drought.

Introduction

The Lobau is a partially dammed floodplain forest in the Southeast of Vienna which extends partly into Lower Austria. It is protected by the Ramsar Convention and by the Habitats Directive of the European Commission and it is part of the National Park Do-



Fig. 1: The Kühwörter Wasser: since the Danube regulation the only direct connection of the Lobau to the river. – Abb. 1: Das Kühwörter Wasser: seit der Donauregulierung die einzige direkte Verbindung zum Hauptstrom.



Fig. 2: Stagnant water bodies accompanied by reeds and softwood forests increased after the Danube regulation. – Abb. 2: Nach der Donauregulierung kam es zu einer Zunahme stehender Gewässer, welche von Röhricht und Weichholzaunen begleitet werden.



Fig. 3: Steppe vegetation on former coarse Danube gravel. – Abb. 3: Trockenrasenvegetation auf ehemaligem grobem Donauschotter, die sogenannten „Heißländer“.



Fig. 4: Prolonged ongoing drought in recent years afflicted small water bodies as well as semiaquatic areas. – Abb. 4: Lang anhaltende Trockenheit beeinträchtigte in den letzten Jahren sowohl Kleingewässer als auch semiaquatische Bereiche.

nau-Auen, established in 1996. Until the regulation of the Danube, it was a system of connected flowing side arms, oxbow lakes and old arms. Eventually, only a small connection to the main river via the Schönaauer Schlitz in Lower Austria was left providing waterflow of floods, albeit as backflow from the Danube downstream of the Lobau (Fig. 1). These changes triggered the formation of new habitats, such as different types of still waters accompanied by periodically flooded softwood forests and reeds (Fig. 2) as well as dry steppe areas on former coarse Danubian gravel (Fig. 3), in Austrian literature called “Heißländern” (Schratt-Ehrendorfer 2000). In the last years, ongoing drought (Fig. 4) and possible measures to reduce its negative effects were the major subject of interest in this area. The present study deals with the historical development and the current situation of the mollusc fauna of the Viennese part of the Lobau.

The history of malacological research in the Lobau began comparably late. The first reliable report was given by Reischütz & Stojaspal (1971), who gave records of *Microcolpia daudebartii acicularis* together with accompanying water molluscs from two spots in the Lobau. The first comprehensive, systematic research on molluscs in the whole Lobau area started with Reischütz (1973), who was the first to give a reliable overview on species occurring in the Viennese floodplain areas, which also included the Lobau. This report is the base for all subsequent research in this area. Later on, Frank (1986, 1988, 1989) gave a comprehensive overview of older reports on molluscs in the Danube valley and Austria in general. Besides that, the works of Klemm (1974), Stojaspal (1978) and Reischütz (1986)

also touched the investigated area. Around the 1990s results of increasing drought of the former oxbow lakes came into focus, and a survey resulting in two studies carried out by Wittmann (1994 a, b) also treated the whole area. Unfortunately, the latter two studies are impaired by inadequate sampling methods and to some extent wrong identifications so that only few parts of those results are useful for further analysis (see Reischütz & Reischütz 2014 for more details). Nevertheless, they were the first pointing out the endangering of aquatic molluscs by ongoing drought. After 2000, research was focused on the impact of water discharge on the increasingly dry oxbow lakes as well as on special research concerning distribution of rare species (Duda & Fischer 2007; Fischer et al. 2009; Duda & Sattmann 2010; Duda 2013, 2018) and possible positive effects of supply of external water (Funk et al. 2009; Reckendorfer et al. 2012, 2013). In summary, the main problem in the Lobau area was the continuing lack of water during the last 20 years.

In the years 2020 and 2021 a mapping project was carried out which focused on occurrences of molluscs within the areas of rural development in Vienna (Duda et al. 2022). The area investigated included five regions within Vienna, among them the Danubian floodplains including the Lobau in the southeast of the city. In the present report, we present the newly achieved results of our 2020/21 survey for the Lobau. Together with a compilation of all previous data on the region, the results allow describing the development throughout the last decades.

The focus of this current report was on the following tasks:

1. Report on the composition of the mollusc fauna within the Viennese part of the Lobau.
2. Reconstruct transformations of the spectrum of mollusc species, specifically considering species with protection status as well as invasive species, and to evaluate general trends for the future.
3. Discuss measures to conserve and protect typical faunal elements.
4. Discussion and evaluation of the long-term development of selected species with high protection value (Viennese Nature Protection Directive, European Habitats Directive), as well as of species typical for Danubian river forests as defined by Čejka (2022).

Material and Methods

Concerning a reconstruction of the situation before the Danube regulation, no direct data were available for the Lobau. The potential inventory of the mollusc fauna of the area was extrapolated from Fischer & Müller (1996), who investigated a subfossil site in Kaiserebersdorf (channels of the Schwechat river, a tributary of the Danube) situated nearby on the right side of the Danube, and Pišút et al. (2021), who investigated soil layers of different age at the Devín gate, about 40 km downstream of Vienna. Concerning more recent data, we followed two approaches: in the first step, historical data on the Viennese part of the Lobau published in various studies and articles (Reischütz & Stojaspal 1971; Reischütz 1973; Stojaspal 1978; Frank 1986, 1988, 1989; Funk et al. 2009; Fischer et al. 2009; Duda & Sattmann 2010; Reckendorfer et al. 2012, 2013; Duda 2013, 2018) were compiled and – wherever possible – localized. Concerning the studies of Wittmann (1994 a, b), only selected data from these studies were used due to some doubts regarding identifications (see also Reischütz & Reischütz 2014). The main source of current data was obtained during the fieldwork of the project “Molluscs of the rural areas in Vienna”, trying to cover also formerly investigated collecting sites to allow comparisons of the results. In total, 61 sites

were inspected from 20.05.2020 to 09.06.2020 and from 12.03.2021 to 19.12.2021. Both aquatic and terrestrial molluscs were collected with qualitative methods including hand catching, scooping and sieving of substrate (litter and soil samples). Species were recorded, and it was registered, whether they were found alive and/or dead and metadata (date, time, area, sampling site, coordinates, sea level, coordinates, vegetation types and landscape structures) were noted and recorded in a database. Selected samples (altogether 113) of the 2020/2021 project were transferred to the Mollusca Collection of the Natural History Museum Vienna and are inventoried under NHMW-MO-113705.

Additional recent findings of groundwater molluscs within the area were donated by Christian Griebler (University of Vienna) in 2022.

To compare and evaluate species assemblages over longer time periods, species numbers of the whole area (old records as well as those made in the course of the project “Molluscs of the rural areas in Vienna”) were categorised in three time periods: before 1999, 2000–2019, 2020–2021.



Fig. 5: *Anisus vorticulus*, the only extant species listed in Annex II of the Habitats Directive of the European Commission for the Lobau. – Abb. 5: *Anisus vorticulus*, die einzige im Anhang II der FFH-Richtlinie gelistete Art, die in der Lobau noch vorkommt.

Anisus vorticulus (Fig. 5) was considered in particular, as it is the only species which had undergone more or less continuous evaluation over time (Wittmann 1994b; Fischer et al. 2009) and was monitored in previous studies (Duda 2013, 2018). Therefore, old and new records of this species provided the basis for a more detailed evaluation of its range development over time.

Concerning nomenclature and taxonomic order (in Tab. 1), we follow Reischütz & Reischütz (2022), respectively WoRMS (2023).

Tab. 1: Mollusc species found in the Viennese part of the Lobau since Reischütz & Stojaspal (1971). Subspecies are listed for those species, of which the nominate subspecies does not occur in the investigated area. FFH: Species listed in the Annex II of the Habitats Directive of the European Commission, RL: species listed at least as “Near Threatened” in the Red List of Austrian molluscs, V: species listed in the Viennese Nature Protection Ordinance, In: invasive species, L: species found living; E: species only found as empty shell. 0: species not found at all. Remarks: ¹ Both species cannot be exactly taxonomically assigned, ² determination insecure, only empty shells found, ³ taxonomy insecure, ⁴ before 2000 according to Klemm (1974), ⁵ before 2000 according to Wittmann (1994a), ⁶ nomenclature insecure, ⁷ before 2000 according to Wittmann (1994a), ⁸ insecure if in Viennese or Lower Austrian part of the Lobau before 2000; * number of species not recorded at all (out of the 126 species recorded between 1972–2021; irrespective of alive or dead). – Tab. 1: Molluskenarten, welche im Wiener Teil der Lobau seit Reischütz & Stojaspal (1971) nachgewiesen wurden. Unterarten sind dort angegeben, wo im Untersuchungsgebiet nicht die Nominatform vorkommt. FFH: Art im Anhang II der FFH-Richtlinie der Europäischen Kommission gelistet, RL: Art mit einem Gefährungsgrad von zumindest “Near Threatened” in der Roten Liste der Weichtiere Österreichs angeführt, V: Art in der Wiener Naturschutzverordnung angeführt, In: invasive Art, L: Art lebend nachgewiesen, E: Art nur als Leerschale nachgewiesen, 0: Art nicht nachgewiesen. Anmerkungen: ¹ Diese beiden Arten können derzeit taxonomisch nicht eindeutig zugeordnet werden, ² Bestimmung unsicher, basiert nur auf Leerschalen, ³ taxonomische Zuordnung unsicher, ⁴ Nachweis vor 2000 nach Klemm (1974), ⁵ Nachweis vor 2000 nach Wittmann (1994b), ⁶ Nomenklatur unklar, ⁷ Nachweis vor 2000 nach Wittmann (1994b), ⁸ unklar, ob Nachweise vor 2000 im Wiener oder Niederösterreichischen Teil der Lobau erfolgten; * Anzahl nicht nachgewiesener Arten (von den 126 Arten die im Zeitraum 1972 bis 2021 nachgewiesen wurden; lebend oder als Leerschale).

Species (altogether 126 species)		until 1999	2000–2019	2020–2021
Gastropoda (aquatic)				
Neritidae				
<i>Theodoxus danubialis danubialis</i> (C. Pfeiffer, 1828)	RL	L	0	0
Viviparidae				
<i>Viviparus acerosus</i> Bourguignat, 1862	RL	L	L	E
<i>Viviparus contectus</i> (Millet, 1813)	RL, V	L	L	L
Melanopsidae				
<i>Microcolpia daudebartii acicularis</i> (A.Férussac, 1823)	RL	L	0	E
Bithyniidae				
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	L
Tateidae				
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1843)	In	0	L	L
Hydrobiidae				
<i>Hauffenia danubialis</i> (Haase, 1993)	RL	0	0	L
<i>Bythiospeum</i> aff. <i>geyeri</i> (Fuchs, 1925) ¹	RL?	L	0	L
<i>Bythiospeum</i> aff. <i>pfeifferi</i> (Clessin, 1890) ¹	RL?	0	0	L
Lithoglyphidae				
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. Pfeiffer, 1828)	RL	E	0	0
Valvatidae				
<i>Valvata cristata</i> O. F. Müller, 1774		0	L	L
<i>Valvata piscinalis piscinalis</i> O. F. Müller, 1774		L	L	L
Acroloxidae				
<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	L
Lymnaeidae				
<i>Galba truncatula</i> (O. F. Müller, 1774)		L	L	L

Species (altogether 126 species)		until 1999	2000–2019	2020–2021
<i>Stagnicola turricula</i> (Held, 1836)	RL	L	L	L
<i>Stagnicola corvus</i> (Gmelin, 1791)		L	L	L
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	L
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	L
<i>Ampullaceana balthica</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	L
<i>Ampullaceana</i> cf. <i>lagotis</i> (Schränk, 1803) ²		0	0	E
<i>Peregrina labiata</i> (Rossmässler, 1835) ³		L	L	L
Physidae				
<i>Aplexa hypnorum</i> (Linnaeus, 1758)	RL	L	L	L
<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	In	L	L	L
Planorbidae				
<i>Ancylus fluviatilis</i> O. F. Müller, 1774		0	L	0
<i>Ferrissia californica</i> (Rowell, 1863)	In	0	L	E
<i>Anisus leucostoma</i> (Millet, 1813)		L	0	0
<i>Anisus septemgyratus</i> (Rossmässler, 1835)		0	L	0
<i>Anisus spirorbis</i> (Linnaeus, 1758)	RL	L	L	L
<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	V	L	L	L
<i>Anisus vorticulus</i> (Troschel, 1834)	FFH, RL	L	L	L
<i>Gyraulus albus</i> (O. F. Müller, 1774)		L	L	L
<i>Gyraulus</i> cf. <i>parvus</i> (Say, 1817) ³	In	0	L	L
<i>Gyraulus crista</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	L
<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	L
<i>Planorbis carinatus</i> O. F. Müller, 1774		L	L	L
<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)	RL	L	L	L
<i>Segmentina nitida</i> (O. F. Müller, 1774)	RL	0	L	L
<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	V	L	L	L
Gastropoda (terrestrial)				
Ellobiidae				
<i>Carychium minimum</i> O. F. Müller, 1774		L	L	L
<i>Carychium tridentatum</i> (Risso, 1826)		L	L	E
Succineidae				
<i>Succinella oblonga</i> (Draparnaud, 1801)		L	0	E
<i>Succinea putris</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	L
<i>Oxyloma elegans</i> (Risso, 1826)		L	L	L
Cochlicopidae				
<i>Cochlicopa lubrica</i> (O. F. Müller, 1774)	RL	L	L	L
<i>Cochlicopa lubricella</i> (Porro, 1838)		L	E	E
<i>Cochlicopa nitens</i> (M. Gallenstein, 1848)	RL	L	L	0
Valloniidae				
<i>Vallonia costata</i> (O. F. Müller, 1774)		L	L	L
<i>Vallonia pulchella</i> (O. F. Müller, 1774)		L	L	L
Pupillidae				
<i>Pupilla muscorum</i> (Linnaeus, 1758)	RL	L	L	E
Vertiginidae				
<i>Vertigo alpestris</i> Alder, 1838 ⁴		L	E	0
<i>Vertigo antvertigo</i> (Draparnaud, 1801)	RL	0	L	L

Species (altogether 126 species)		until 1999	2000–2019	2020–2021
<i>Vertigo pygmaea</i> (Draparnaud, 1801)		0	L	L
Chondrinidae				
<i>Granaria frumentum</i> (Draparnaud, 1801)	RL, V	L	L	L
Truncatellinidae				
<i>Columella edentula</i> (Draparnaud, 1805)		0	L	0
<i>Truncatellina cylindrica</i> (J. Férussac, 1807)	RL	0	E	L
Enidae				
<i>Chondrula tridens</i> (O. F. Müller, 1774)	RL	E	0	0
Clausiliidae				
<i>Cochlodina laminata</i> (Montagu, 1803)		L	L	L
<i>Macrogastra ventricosa</i> (Draparnaud, 1801)		0	E	0
<i>Clausilia dubia</i> (Draparnaud, 1805)		0	E	E
<i>Clausilia pumila</i> (C. Pfeiffer, 1828)		L	L	L
<i>Laciniaria plicata</i> (Draparnaud, 1801)		L	0	0
<i>Alinda biplicata</i> (Montagu, 1803)		L	L	0
Ferussaciidae				
<i>Cecilioides acicula</i> (O. F. Müller, 1774)	RL	E	E	E
Punctidae				
<i>Punctum pygmaeum</i> (Draparnaud, 1801)		0	E	0
Gastrodontidae				
<i>Aegopinella nitens</i> (Michaud, 1831)		L	L	L
<i>Perpolita hammonis</i> (Ström, 1765)		0	L	0
<i>Zonitoides nitidus</i> (O. F. Müller, 1774)		L	L	L
Pristilomatidae				
<i>Vitrea crystallina</i> (O. F. Müller, 1774)		L	E	E
<i>Vitrea subrimata</i> (Reinhardt, 1871)		L	0	0
Oxychilidae				
<i>Oxychilus cellarius</i> (O. F. Müller, 1774)		L	0	0
<i>Oxychilus draparnaudi</i> (H. Beck, 1837)		0	E	L
Milacidae				
<i>Tandonia budapestensis</i> (Hazay, 1880)	In	L	0	L
Zonitidae				
<i>Aegopsis verticillus</i> (A. Férussac, 1819) ⁵	V	L	0	0
Vitrinidae				
<i>Eucobresia diaphana</i> (Draparnaud, 1805)		L	0	0
<i>Semilimax semilimax</i> (J. Férussac, 1802)		L	0	0
<i>Vitrina pellucida</i> (O. F. Müller, 1774)		L	0	E
Limacidae				
<i>Limax maximus</i> Linnaeus, 1758		L	0	L
Agriolimacidae				
<i>Deroceras agreste</i> (Linnaeus, 1758)		L	0	0
<i>Deroceras laeve</i> (O. F. Müller, 1774)		0	L	L
<i>Deroceras reticulatum</i> (O. F. Müller, 1774)		L	L	0
Euconulidae				
<i>Euconulus alderi</i> (J. E. Gray, 1840) 6		0	L	L
<i>Euconulus fulvus</i> (O. F. Müller, 1774)		L	0	0

Species (altogether 126 species)		until 1999	2000–2019	2020–2021
Arionidae				
<i>Arion distinctus</i> Mabille, 1868		L	0	0
<i>Arion fasciatus</i> (Nilsson, 1823)		L	0	0
<i>Arion fuscus</i> (O. F. Müller, 1774)		L	L	0
<i>Arion silvaticus</i> Lohmander, 1937		0	L	0
<i>Arion vulgaris</i> Moquin-Tandon, 1855 ⁷	In	L	L	L
Geomitridae				
<i>Helicopsis striata</i> (O. F. Müller, 1774)	RL	L	0	0
<i>Xerolenta obvia</i> (Menke, 1828)		L	L	L
Hygromiidae				
<i>Hygromia cinctella</i> (Draparnaud, 1801)	In	0	0	E
<i>Monachoides incarnatus</i> (O. F. Müller, 1774)		L	L	L
<i>Euomphalia strigella</i> (Draparnaud, 1801)		L	0	0
<i>Pseudotrichia rubiginosa</i> (Rossmässler, 1838)	RL, V	L	L	E
<i>Monacha cantiana</i> (Montagu, 1803)	In	0	0	L
<i>Monacha cartusiana</i> (O. F. Müller, 1774)	RL, V	L	L	0
<i>Petasina unidentata</i> (Draparnaud, 1805)		L	E	L
<i>Trochulus hispidus</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	0
<i>Trochulus striolatus danubialis</i> (Clessin, 1874)	RL, V	L	L	E
<i>Urticicola umbrosus</i> (C. Pfeiffer, 1828)		L	L	L
Camaenidae				
<i>Fruticicola fruticum</i> (O. F. Müller, 1774)		L	L	E
Helicidae				
<i>Arianta arbustorum</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	E
<i>Cepaea hortensis</i> (O. F. Müller, 1774)		L	L	L
<i>Caucasotachea vindobonensis</i> (C. Pfeiffer, 1828)		L	L	L
<i>Helix pomatia</i> Linnaeus, 1758		L	L	L
Bivalvia				
Unionidae				
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	RL	L	L	L
<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus, 1758)	RL, V	L	L	0
<i>Sinanodonta woodiana</i> (I. Lea, 1834)	In	0	L	E
<i>Unio crassus</i> Philipsson, 1788 ⁸	FFH, RL	L	0	0
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus, 1758)	RL, V	L	E	E
<i>Unio tumidus</i> Philipsson, 1788 ⁸	RL, V	L	0	0
Cyrenidae				
<i>Corbicula fluminea</i> (O. F. Müller, 1774)	In	0	L	E
Sphaeriidae				
<i>Euglesa casertana</i> (Poli, 1791)		0	L	L
<i>Euglesa henslowana</i> (Sheppard, 1825)		L	0	0
<i>Euglesa liljeborgii</i> (Clessin, 1886)		L	0	0
<i>Euglesa nitida</i> (Jenyns, 1832)		L	L	0
<i>Euglesa milium</i> (Held, 1836)		0	L	L
<i>Euglesa obtusalis</i> (Lamarck, 1818)		L	L	E
<i>Euglesa subtruncata</i> (Malm, 1855)		L	L	L
<i>Euglesa supina</i> (A. Schmidt, 1850)		L	0	0

Species (altogether 126 species)		until 1999	2000–2019	2020–2021
<i>Odhneripisidium moitessierianum</i> (Paladilhe, 1866)		0	L	0
<i>Musculium lacustre</i> (O. F. Müller, 1774)	V	L	L	L
<i>Sphaerium corneum</i> (Linnaeus, 1758)		L	L	L
<i>Sphaerium nucleus</i> (S. Studer, 1820)		0	L	L
<i>Sphaerium ovale</i> (A. Férussac, 1807)		0	L	0
<i>Sphaerium rivicola</i> (Lamarck, 1818)	V	L	0	0
Dreissenidae				
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	In	L	L	E
<i>Dreissena bugensis</i> (Andrusov, 1897)	In	0	0	E
Summary species numbers				
Number of species recorded living		91	82	63
Number of species recorded only as empty shell		5	11	23
Number of species not recorded*		31	34	41

Results

Species recorded

In total, 127 species of molluscs (66 land snails, 38 aquatic snails and 23 mussels) could be reported up to date in the investigated area. Of these, 121 species were found until 2019, while six (three of them invasive species) were recorded after 2019 for the first time. During the present survey (2020/2021), only 86 of the former recorded 121 species of molluscs were found, only 64 of them alive; among those were 28 species of land snails, 29 aquatic snails and 7 mussels. In addition, 23 species were found as empty

Tab. 2: Sampling sites with records of living *Anisus vorticulus* 1992–2020. 1: sampling site inspected, record of living *A. vorticulus*; 0: sampling site inspected, no record of *A. vorticulus*; 1?: record according to Wittmann 1994a; #: sampling site not inspected in the respective year, * this locality was not inspected any more as it was dry since 2018. – Tab. 2: Standorte mit Nachweis von lebenden *Anisus vorticulus* 1992–2020. 1: Standort untersucht, Nachweis von lebenden *A. vorticulus*; 0: Standort untersucht, kein Nachweis von *A. vorticulus*; 1?: Nachweis der Art gemäß Wittmann 1994a; #: Standort nicht untersucht in diesem Jahr; *: Dieser Standort wurde nach seiner Austrocknung 2018 nicht mehr untersucht.

Sampling site	Before 2000	2007	2010	2013	2018	2020
Mühlleitner Furth	0	0	1	1	1	1
Gothenwasser	#	0	#	1	1	1
Gothenwasser II	#	#	#	#	#	1
Mühlwasser	#	#	#	#	1	1
Kaiserlacken	0	1	0	0	0	#*
Künigltraverse	#	#	1	#	#	0
Panozzalacke S	#	#	0	#	#	1
Fasangartenarm	#	#	#	#	#	1
Gänshaufentraverse	#	0	0	1	0	0
Oberleitner Wasser	1?	#	#	#	#	1
Hausgraben	1?	#	#	#	#	1
Gr. Eberschütt	#	#	#	#	#	1
Gr.-Kl. Eberschütt	#	#	#	#	#	1

shells (13 land snails, four aquatic snails, six mussels). In Table 1 the results are summarised, together with a compilation of previous data in the periods before 1999 and 2000/2019.

Among the aquatic molluscs detected alive, there were three species of groundwater snails: *Bythiospeum* aff. *geyeri*, *B.* aff. *pfeifferi* and *Hauffenia danubialis*. The two *Bythiospeum* forms differ in shell shape and size and could not be clearly identified to species level.

Of the two species listed in Annex II of the Habitats Directive of the European Commission (FFH species: *Unio crassus* and *Anisus vorticulus*), only *Anisus vorticulus* could be found, whereas *Unio crassus* was not even found as empty shells. Concerning *Anisus vorticulus*, long-term data of the occurrence indicated a loss at three of nine sites, where this species had been recorded so far (Tab. 2). Four additional sites that had not been investigated for this species in the past, evidenced a recent occurrence.

Of the 29 species listed at least as “Near threatened” in the red list of Austrian molluscs, 13 were recorded alive, seven as empty shells and nine could not be detected anymore. Of the 13 species listed in the Viennese Nature Protection Ordinance five were found alive, three as empty shells and five could not be detected anymore.

Twelve invasive species were recorded in the present survey (2020–2021), six of those species alive (Tab. 1).

Comparisons with historical data

Considering the time before the end of the study in 2021 – starting with the beginning of research in the Lobau by Reischütz and Stojaspal (1971) and old evidence listed up by Frank (1986) beginning with the 1930s – altogether 127 species of molluscs had been recorded, among them 66 species of land snails, 38 aquatic snails and 23 mussels (Tab. 1).

Comparing the number of species detected in the present survey (period 3: 2020–2021) with the data of the first two periods indicates a severe decrease. Of 86 species, 63 were found alive, while 23 were recorded only as empty shells. Out of the 108 species detected alive in at least one of the first two periods, 39 species could not be detected alive anymore in 2020 and 2021.

Of the 12 invasive species, three were recorded for the first time in the period 2020–2021, five from 2000–2019, while further four were already known for period 1 (before 1999).

Concerning a long-term trend, it becomes apparent that in the first two periods the number of molluscs reported (summarising living individuals and empty shells) was rather stable (96 and 93) and decreased in the recent survey by ~10 % (86 species recorded). The loss of species appears even more drastic, if species are considered which were documented for the first time in 2020–2021. Two of the three hydrobioid spring snail species mentioned above were not recorded during the two earlier periods, but for the first time in the present project (because groundwater snails have not been surveyed consistently in the first two periods). The same applies to three invasive species, which were detected only in the period 2020–2021. Regarding only species detected alive, this decline also appears severe: 91 and 82 species, respectively, were found alive in the first two periods, while only 64 were recorded alive in 2020–2021, which is a decrease of about 25 %. When omitting the three newly detected species recorded alive (Tab. 1) for the calculation, the number decreases to 61.

Discussion

Historical development

Concerning species composition over time, it can be assumed that the very original mollusc fauna of the study area before the regulation of the Danube mainly consisted of water molluscs of slow-flowing rivers and connected side arms and oxbow lakes, e.g., snails like *Microcolpia daudebartii acicularis*, *Theodoxus danubialis* and *Viviparus acerosus* and, as typical mussel species, *Unio crassus*, *Unio pictorum*, and *Anodonta cygnea*. Results of subfossil faunas presented by Fischer & Müller (1996) and Pišút et al. (2021) also point in this direction, showing that these more rheophilous species had been much more frequent in the unregulated Danube and its side arms. After the regulation, habitats changed due to the transformed hydrological situation. The number of silent water bodies and periodically flooded softwood forests and reeds increased (Fig. 2) and dry steppe areas formed on former coarse Danubian gravel (Fig. 3). The steppe spots developed into a regionally important thermophilous land snail fauna, e.g., *Granaria frumentum* and *Caucasotachea vindobonensis*. The above-mentioned aquatic species – except *Theodoxus danubialis* – kept on surviving, possibly because of the still existing connection to the main river. In the now increasing number of standing water bodies a rich aquatic mollusc fauna developed, including nowadays rare and protected animals, like *Viviparus contectus*, *Aplexa hypnorum* and *Anisus vorticulus*. Furthermore, the periodically flooded area provided habitats for species endangered in Austria (Reischütz & Reischütz 2007), especially *Pseudotrichia rubiginosa* (Fig. 6) and *Trochulus striolatus danubialis*.



Fig. 6: *Pseudotrichia rubiginosa*, a hygrophilous land snail, was not found living since 2013 in the investigated area. – Abb. 6: *Pseudotrichia rubiginosa*, eine hygrophile Landschnecke, wurde seit 2013 nicht mehr im Untersuchungsgebiet gefunden.

Nevertheless, the new aquatic and semi-aquatic mollusc fauna has also become threatened in the long term. River regulations and the construction of a hydroelectric power station reduced the transport of gravel downstream and therefore triggered the lowering of both river and groundwater level. In addition to the lack of natural or artificial floodings, climate change and extreme weather events led to extremely unfavourable hydrological conditions including complete desiccation of oxbow lakes and wet reed beds.

Five expected species – the aquatic snail *Theodoxus transversalis* (C. Pfeiffer, 1828), the land gastropods *Arion rufus* (Linnaeus, 1758) and *Vallonia enniensis* (Gredler, 1856), *Vallonia excentrica* Sterki 1893, as well as the unionid mussel *Pseudanodonta complanata* (Rossmässler, 1835) – were historically not recorded in the investigated area. However, it can be assumed that they once occurred here, since they were documented in similar habitats nearby (Reischütz 1973; Fischer & Müller 1996) and had already disappeared when research began in the study area. This applies in particular for *Pseudanodonta complanata*: A subfossil empty shell of this species was accidentally found by C. Schmutz at a public bathing place in a river arm just a few meters outside the investigated area in 2020 (voucher at collection Reischütz). Besides, Fischer (2022) reports on recent empty shells of this mussel just a few kilometres east of the investigated area. Concerning *Vallonia excentrica*, its recent finding in other areas of the Viennese Danubian floodplains (Duda et al. 2022) support the assumption that they might have been overlooked in the Lobau so far.

Development since the 20th century

The results of the survey 2020–2021 compared to those of former periods indicate that a high number of molluscs have vanished in recent years. Furthermore, three new invasive species of land gastropods were recorded. The slug *Arion vulgaris* has inhabited the investigated area since at least the 1990s and is now one of the most frequent species in the Lobau. Moreover, *Hygromia cinctella* and *Monacha cantiana* were found at two sites in 2020–2021, and it can be assumed that these two species will also spread soon. The decrease in species numbers becomes apparent from Table 1 and was exemplified by various comparisons in the Results section. An additional trend may be emphasised here: The proportion of species found alive decreased considerably during the three periods. While in period 1 only 6 % of species were found only as dead shells, this proportion was 13 % in period 2 and 37 % in period 3 (2020–2021) (see Tab. 1).

It could be argued that the general results regarding species numbers are biased due to big differences between the periods examined here (before 1999, 2000–2019, 2020–2021). Among land snails, this might apply to single species, especially *Monacha cartusiana* and the slugs *Arion distinctus*, *Arion fuscus* and *Arion silvaticus*, as they were mainly found around 2010 in unpublished data concerning the inner dam, an area, which has been represented by just one sample site in the period of 2020–2021. Apart from that, the lack of recent living records of *Pseudotrichia rubiginosa*, *Trochulus striolatus danubialis* and *Arianta arbustorum* is alarming. All three species should be abundant in a classic softwood river forest, as indicated by Čejka (2022). *Pseudotrichia rubiginosa* was constantly recorded at one sample site by the first author from 2007 to 2013. During this time, it could easily be found even by visual search without inspecting soil samples or other efforts. Yet, since 2013, only corroded empty shells were found, despite the addition of more experienced methods like sieving and analysing detritus. The last time *Trochulus striolatus danubialis* was found alive (one juvenile specimen determined by the first author), was by Recken-

dorfer (2013). In our 2020–2021 survey, just one empty shell was found in detritus from the bottom of an oxbow lake. Even more striking is the fact that no living specimens of *Arianta arbustorum* could be found. In contrast to the above-mentioned species, it is neither endangered (Reischütz & Reischütz 2007) nor protected in Austria and should be frequently found in moist areas. In the present study, only empty shells at one locality could be found. The lack of such a common species in a habitat where it should occur in masses is indeed an alarming signal. The same applies to the common species *Trochulus hispidus*, which could not be found in the current survey, despite intense search. *Deroceras agreste* disappeared very likely shortly after the report of Reischütz (1973). The flatland populations of this species got extinct due to habitat degradation, as reported by Reischütz & Reischütz (2007). Long drought periods afflicting semi-aquatic habitats are the reason for the extinction of all these species (Fig. 4).

The recordings of water snails and mussels can be interpreted in a similar way. Concerning the original aquatic fauna of rivers and connected oxbow lakes, *Theodoxus danubialis* was already extinct at the survey of Reischütz (1973), *Lithoglyphus naticoides*, *Unio crassus* and *Unio tumidus* likely became extinct soon after that report. *Microcolpia daudebartii acicularis*, *Viviparus acerosus* and *Anodonta cygnea* could at least survive until the end of the 20th century, but presently are obviously extinct in the area. Of the first two species, subfossil shells can still be found. Among the water snails, only for *Anisus vorticulus* detailed data on their occurrence (former and present occurrences) exist, indicating that it lived at least in 13 spots within the Lobau (assuming that it also occurred in former times in the 4 newly discovered sites during this investigation). In three of the already known sample sites, it could not be found anymore (since 2018) and obviously became extinct. All of these sites were situated in the “Untere Lobau”.

These extinctions were caused in all cases by the exsiccation of water bodies. It can be assumed that this is an ongoing process, as at least two of the sampling sites of *Anisus vorticulus* (Gothenwasser, Mühlleitner Furt) were desiccated in 2018, but the species kept on surviving in the moist soil of the water bodies. More intense drought periods in the future could lead to the extinction of this species also there. Similar tendencies can be assumed for all water molluscs living preferably in small water bodies in the Lobau. For freshwater mussels, even more drastic decreases can be assumed. For members of the Sphaeriidae, which are quite small and not easy to identify, an unnoticed decrease or even extinction appears likely. Particularly dramatic is the case of native unionid mussels, only one of five species – *Anodonta anatina* – could be found alive in 2020–2021, and from another one – *Unio pictorum* just old empty shells were found. Among the mussels, the highest part of invasive species was found: 4 out of 23 species. Fresh empty shells of the invader *Sinodonta woodiana* were found in the southeast of the investigated area, near the border of Lower Austria. This fits the results of Fischer (2018), who investigated the same water body during the drought period on the nearby Lower Austrian side and found this species to be the most abundant together with *Corbicula fluminea*. In addition, both invasive Dreissenidae – *Dreissena bugensis* and *D. polymorpha* – were found in several oxbow lakes.

For the three spring snail taxa no assessment of potential threats could be made. Moreover, comparative data are needed for an exact taxonomic assignment of the two forms of *Bythiospeum* sp. The taxonomic situation for the whole genus is not fixed yet, and it should be considered that the number of species in *Bythiospeum* might be reduced soon (see also Richling et al. 2017).

In contrast to the degradation of aquatic habitats, the snails of dry steppe habitats (e.g. *Truncatellina cylindrica*, *Pupilla muscorum*, *Caucasotachea vindobonensis*) currently do not seem to be threatened. On several meadows, landscape management measures are applied to avoid intrusion of shrubs and trees, which is necessary, as ongoing pedogenesis (Schratt-Ehrendorfer 2000) would lead to denser and even forest-like vegetation. Thus, species dependent on dry steppe habitats benefit from such management activities. The only species that became extinct due to more dense vegetation over the time is *Helicopsis striata*, a highly sensitive and endangered species of steppe and dry grassland. Among the other thermophilous species, *Caucasotachea vindobonensis* even seems to spread outside of dry and open habitats into reeds and forests. This could also be interpreted as a consequence of the ongoing drought.

Parts of the current desiccation of aquatic and semiaquatic habitats were already predicted by Margl (1973), who investigated the plant societies in this area. During the last years this process was triggered by long-lasting droughts. The only way to absorb the worst effects of ongoing drought and climate change on the mollusc fauna of the Lobau would be to supply more water than currently provided. In particular, the southeastern part of the area, the Lower Lobau ("Untere Lobau"), which presently receives no additional water, is most threatened. For molluscs, the optimal conditions would be clean water that is not too cold and fast-flowing. At least the still occurring freshwater fauna with high conservation value like *Anisus vorticulus* could be stabilized. Besides that, also other plant and animal species would benefit from such measures. In addition, one or the other species thought to be extinct could recover or recur in the Viennese part of the Lobau. Therefore, an important future task is to assess the mollusc fauna of the Lower Austrian part of the Lobau, as some of the species no longer detected in the Viennese part might still occur there. In any case, a more constant monitoring concept should be established. This monitoring should include qualitative and quantitative aspects, to get information on long-term fluctuations of the mollusc fauna in relation to water level development and/or management.

Acknowledgments

The project was funded by the Municipal Department 22 – Environmental Protection (MA22) and the European Agricultural Fund for Rural Development 2014–2020 (Project Number W-UNS-02/19). We thank Manfred Christ, Iris Fischer and Kurt Kracher for supporting us in fieldwork and Peter L. Reischütz for helpful comments.

References

- Čejka T (2022) Diversity and classification of the terrestrial molluscan fauna in the Danube Plain, Slovakia. *Biologia* 77, 739–748. <https://doi.org/10.1007/s11756-022-01013-x>
- Duda M (2013) Grundlagenerhebung und Bestandsschätzung der Anhang II FFH Art „Zierliche Tellerschnecke *Anisus vorticulus* (Troschel, 1834)“ im Natura 2000 Gebiet Nationalpark Donauauen, Wiener Anteil. Studie im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, Abteilung 22, 17p.
- Duda M (2018) Monitoring der Zierlichen Tellerschnecke *Anisus vorticulus* 2018 in Wien. Studie im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, Abteilung 22, 12p.
- Duda M, Fischer W (2007) Erhebung und Einschätzung des Erhaltungszustandes der in Wien vorkommenden streng geschützten Schnecken-Arten sowie von *Musculium lacustre* und *Sphaerium rivicola*. Studie im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, Abteilung 22, 21p.

- Duda M, Sattmann H (2010) Vorkommen der Molluskengattung *Vertigo* im Nationalpark Donau-Auen (Wiener Teil). Studie im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, Abteilung 22, 22p.
- Duda M, Schubert H, Sattmann H, Haring E (2022) Endbericht: Bestandsaufnahme der Mollusken in den Ländlichen Gebieten Wiens mit besonderem Fokus auf FFH-Arten und Neobiota. Projekt im Rahmen des Österreichischen Programms für die Ländliche Entwicklung 2014–2020. Naturhistorisches Museum Wien, 89p.
- Fischer W (2018) Beiträge zur Kenntnis der österreichischen Molluskenfauna LX. Zur Molluskenfauna des Schönaauer Wassers (Schönau/Donau, Niederösterreich). Nachrichtenblatt der ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft 25, 23–26
- Fischer W (2022) Beiträge zur Kenntnis der österreichischen Molluskenfauna LXXVI. *Pseudanodonta complanata* (Rossmässler 1835) aus der Donau bei Orth an der Donau. Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft 29, 23–26
- Fischer W, Duda M, Reischütz A (2009) Beiträge zur Molluskenfauna Österreichs 16. Anmerkung zur Süßwassermolluskenfauna Wiens. Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft 16, 5–19
- Fischer W, Müller M (1996) Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Österreichs, IV. Eine subrezente Molluskenfauna aus dem 14.–16. Jhdt. aus den Gewässern rund um das Schloß Kaiserebersdorf (Wien). Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft 4, 15–22
- Frank C (1986) Zur Verbreitung der rezenten schalentragenden Land- und Wassermollusken Österreichs. Linzer biologische Beiträge 18/2, 445–526
- Frank C (1988) Die Mollusken (Gastropoda et Bivalvia) des österreichischen Donautales (Supplement III des Catalogus Faunae Austriae) - Az osztrák Duna-völgy puhatestűi (Gastropoda et Bivalvia). Soosiana 16, 69–182
- Frank C (1989) Die Mollusken (Gastropoda et Bivalvia) des österreichischen Donautales (Supplement III des Catalogus Faunae Austriae) - Az osztrák Duna-völgy puhatestűi (Gastropoda et Bivalvia). (Fortsetzung). Soosiana 17, 3–99
- Funk A, Reckendorfer W, Kucera-Hirzinger V, Raab R, Schiemer F (2009) Aquatic diversity in a former floodplain: Remediation in an urban context. Ecological Engineering 35, 1476–1484. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.06.013>
- Klemm W (1974) Die Verbreitung der rezenten Land-Gehäuse-Schnecken in Österreich (= Supplement 1 des Catalogus Faunae Austriae). Denkschriften der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse) 177, 1–503
- Margl H (1973) Pflanzengesellschaften und ihre standortsgebundene Verbreitung in teilweise abgedämmten Donauauen (Untere Lobau). Verhandlungen der Zoologisch Botanischen Gesellschaft Wien 113, 5–52
- Pišút P, Čejka T, Miklovič M, Kohilová R, Uherčíková E (2021) Paleozáznam mäkkýšov ako prameň pre poznanie vývoja aluviálnej krajiny Dunaja v Devínskej bráne - Evolution of fluvial landscape based on fossil molluscan assemblages (The Devín Gate, SW Slovakia). Biodiversity & Environment 13, 4–32
- Reckendorfer W, Funk A, Teufl B, Ritter T (2012) Gewässervernetzung (neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen): Auen Habitat Index Mollusken. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 45, Gewässer, Wien, 26p.
- Reckendorfer W, Funk A, Teufl B, Ritter T (2013) Gewässervernetzung (neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen): Wissenschaftliche Beweissicherung Lausgrund: terrestrische und aquatische Mollusken 2012. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 45, Gewässer, Wien, 29p.
- Reischütz P L (1973) Die Molluskenfauna der Wiener Auegebiete. Mitteilungen der Deutschen Malakologischen Gesellschaft 3, 2–11
- Reischütz P L (1986) Die Verbreitung der Nacktschnecken Österreichs (Arionidae, Milacidae, Limacidae, Agriolimacidae, Boettgeriidae) (Supplement 1 des Catalogus Faunae Austriae). Sitzungsbe-

- richte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Abteilung I 195, 67–190
- Reischütz A, Reischütz P L (2007) Rote Liste der Weichtiere Österreichs. In: Zulka K P (2007) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14 (2), Böhlau Verlag, Wien, Köln, Weimar, 363–433. ISBN 9783205774785
- Reischütz A, Reischütz P L (2014) Überraschungen aus dem Wienfluss. Ein Beitrag zur Kenntnis der Molluskenfauna Wiens (und Niederösterreichs XLI) Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft 22, 5–12
- Reischütz A, Reischütz P L (2022) Liste der Schnecken- und Muschelarten Österreichs und Vorschlag von österreichischen Trivialnamen. Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft 29, 87–103
- Reischütz P L, Stojaspal F (1971) Zur Verbreitung von *Fagotia acicularis* in Österreich. Mitteilungen der Deutschen Malakologischen Gesellschaft 2, 306–307
- Richling I, Malkowsky Y, Kuhn J, Niederhöfer H-J, Boeters H D (2017) A vanishing hotspot – the impact of molecular insights on the diversity of central European *Bythiospeum* Bourguignat, 1882 (Mollusca: Gastropoda: Truncatelloidea). Organisms Diversity and Evolution 17, 67–85. <https://doi.org/10.1007/s13127-016-0298-y>
- Schratt-Ehrendorfer L (2000) Historischer und aktueller Zustand von Trockenstandorten (= Heißländen) in den Donauauen bei Wien (Lobau). Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich 137, 127–135
- Stojaspal F (1978) Schnecken aus dem Donaugrundwasser in Niederösterreich und Wien. Mitteilungen der Zoologischen Gesellschaft Braunau 3, 95.
- Wittmann K J (1994 a) Kartierung, Stadtökologie und Indikatorwert der Molluskenfauna Wiens. Band I: Die Gewässermollusken Wiens. Abschluss und Zusammenfassung. Institut für Allgemeine Biologie Wien, 280p.
- Wittmann K J (1994 b) Kartierung, Stadtökologie und Indikatorwert der Molluskenfauna Wiens. Band II: Die Landgastropoden Wiens. Abschluss und Zusammenfassung. Institut für Allgemeine Biologie Wien, 261p.
- WoRMS Editorial Board (2023) World Register of Marine Species. Available from <https://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2023-05-05. doi:10.14284/170

Received: 2022 11 25

Addresses:

Michael Duda, E-Mail: michael.duda@nhm-wien.ac.at (Corresponding author)

Anita Eschner, E-Mail: eschner@nhm-wien.ac.at

Sara Schnedl, E-Mail: sara.schnedl@nhm-wien.ac.at

Helmut Sattmann, E-Mail: helmut.sattmann@nhm-wien.ac.at

3rd Zoological Department, Natural History Museum Vienna, Burgring 7, A-1010 Vienna, Austria.

Alexander Reischütz, E-Mail: alexander.reischuetz@gmx.at

Puechhaimgasse 52, A-3580 Horn, Austria.

Hannah Schubert, E-Mail: hannah.schubert@gmx.de

Elisabeth Haring, E-Mail: elisabeth.haring@nhm-wien.ac.at

Central Research Laboratories, Natural History Museum Vienna, Burgring 7, A-1010 Vienna, Austria.

Occurrence of the European weatherfish *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) in the Danube floodplains of the Lobau in Vienna, Austria

Sandra Kirchner, Julia Schindelar, Marcia Sittenthaler, Manfred Christ,
Lukas Zangl, Helmut Sattmann, Iris Fischer, Hannah Schubert, Elisabeth Haring

The European weatherfish (*Misgurnus fossilis*) is a rare and protected species known to occur in the Danube floodplains of the Lobau in Vienna, Austria. A single specimen was recently caught and subsequently used for sequencing of a part of the mitochondrial cytochrome c oxidase subunit 1 gene (CO1). Thus, we established the first DNA barcode of this species from a Viennese water body, constituting an important addition to the *Austrian Barcode of Life* project – ABOL. Moreover, for the first time, DNA evidence of this species was obtained from a water sample via environmental DNA barcoding from the Lobau.

Kirchner S, Schindelar J, Sittenthaler M, Christ M, Zangl L, Sattmann H, Fischer I, Schubert H, Haring E (2023) Ein Vorkommen des Schlammpeitzgers *Misgurnus fossilis* (L.) in der Donauaue der Lobau in Wien, Österreich. Ein jüngster Fund des seltenen Europäischen Schlammpeitzgers *Misgurnus fossilis* aus dem Schwarzen Loch in der Wiener Lobau erlaubte die Sequenzierung eines Abschnitts des mitochondrialen Cytochrom-c-Oxidase-Untereinheit-1-Gens (CO1). Somit konnte der erste DNA-Barcode dieser seltenen Art aus einem Wiener Gewässer erstellt werden, eine wichtige Bereicherung für das Projekt *Austrian Barcode of Life* – ABOL. Erstmals gelang auch der DNA-Nachweis dieser Art aus einer Gewässerprobe aus der Lobau.

Keywords: DNA barcoding, eDNA detection, environmental DNA, rare species.

Introduction

Misgurnus fossilis (Linnaeus, 1758), the European weatherfish, is a stationary, crepuscular and nocturnal bottom-dwelling fish of slow-flowing or stagnant waters with muddy bottoms and lush vegetation. *Misgurnus fossilis* has an elongated, eel-like body, thick, slimy skin, and grows to a length of 30 cm. Its lateral line is only rudimentary, and it is unmistakable with its characteristic longitudinally striped yellow-brown colour, the orange-coloured belly and a sub-terminal mouth with 10 barbels (Fig. 1). The nocturnal fish feeds on insect larvae, small snails and mussels, and during the day it is usually buried in the bottom mud. In winter or during dry periods, it is usually dormant, due to its ability to breathe through the intestinal mucosa and the skin. This stage may even take up to one year when conditions are bad. The distribution of *M. fossilis* extends over central and western Europe (NW France to east of the Volga basin, also in Great Britain, Scandinavia, Italy, southern France and Greece) (Kottelat & Freyhof 2007; Hauer 2020).

In Austria, *M. fossilis* has been detected in Vorarlberg, Styria, Burgenland, Upper and Lower Austria and Vienna. It is mainly found in floodplain waters along the Danube and its large tributaries (Hein et al. 2016). In the east of the country, the focus of distribution is the oxbow system of the Danube floodplains that accompanies the river, especially in the area of the Tullner Feld and east of Vienna. In the “Lower Danube” study area, European weatherfish occur in waterbodies of the Danube wetlands with no or very little connec-

tion to the Danube River (Spindler 1997; Zauner et al. 2006). For Vienna, the evidence (all from Lobau) is quite sporadic and recorded in the literature since the 1980s, the last



Fig. 1: *Misgurnus fossilis*. Photo Norbert Sendor. – Abb. 1: *Misgurnus fossilis*. Foto Norbert Sendor.

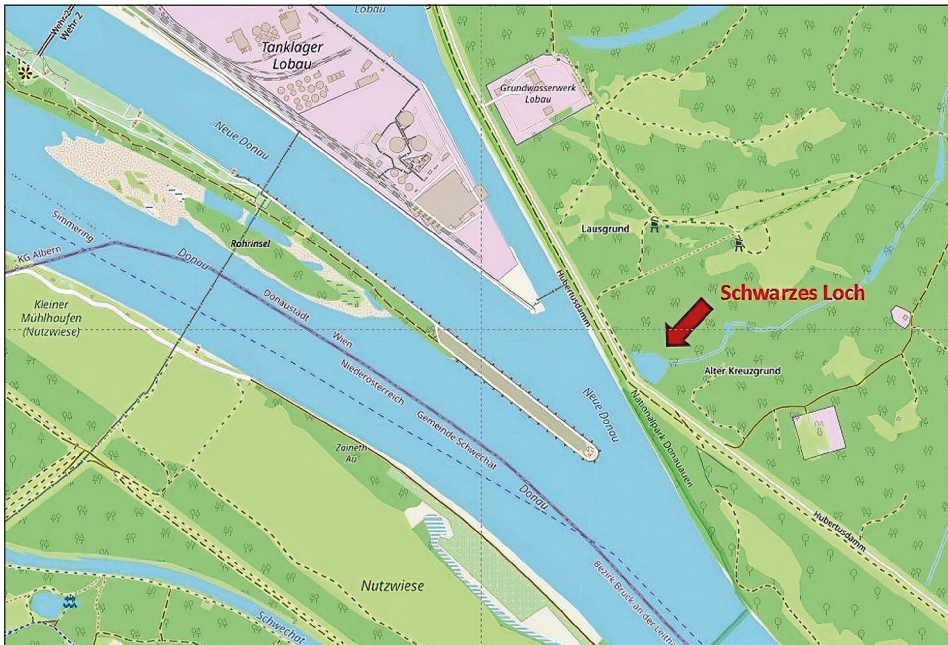
report from 2012 at the Lausgrund (Fusko 1987, 1990; Schabuss & Baranyi 2006; Schabuss & Zornig 2013a, b).

While related species of the genus *Misgurnus* (originally) all have purely Asiatic distributions (e.g., *Misgurnus bipartitus* Sauvage & Dabry de Thiersant, 1874 and *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842) in China), *M. fossilis* is the only representative of the genus which has its core distribution area spread across Europe and Western Asia (Kottelat & Freyhof 2007; Zangl et al. 2020; Fricke 2022). Because of its hidden lifestyle, data on distribution and frequency are patchy.

Misgurnus fossilis is listed in the Appendix III of the Bern Convention and in Annex II of the European Habitat Directive (Council of the European Union 1992). According to the Vienna Conservation Regulation, *M. fossilis* is listed as a species of high priority. This status would demand compulsory habitat protection measures according to the § 15, Vienna Nature Conservation Act. In addition to habitat loss, the introduction of related species poses a potential risk due to possible hybridization between native and alien species. At least three species have been introduced (probably as escapees via the ornamental fish trade; Belle et al. 2017; Zangl et al. 2020) into Europe so far: the Asian representatives *M. bipartitus* and *M. anguillicaudatus* mentioned above, and *Paramisgurnus dabryanus* Dabry de Thiersant, 1872 (which also originated in China). For Austria, *M. bipartitus* (Zangl et al. 2020) and most likely *P. dabryanus* (Jung et al. 2021) have been recorded in natural water bodies. During the ABOL project, which also aimed to provide a genetic reference



Fig. 2: A. Schwarzes Loch, Lobau, 1220 Vienna, Austria. Photo: NHMW. B. Location of Schwarzes Loch in the Lower Lobau. © OpenStreetMap. – Abb. 2: A. Schwarzes Loch, Lobau, Wien, Österreich. Foto: NHMW. B. Position des Schwarzen Loches in der Unteren Lobau. © OpenStreetMap.



database for all Austrian fish species, further CO1 barcode sequences of the native *M. fossilis* were generated and made publicly available for future identification and monitoring purposes (Zangl et al. 2022).



Fig. 3: *Misgurnus fossilis* (NHMW 100424), individual analysed. – Abb. 3: Untersuchtes Exemplar von *Misgurnus fossilis* (NHMW 100424).

Here we report the most recent finding of a *M. fossilis* individual in Vienna as well as the first detection of the species via environmental DNA (eDNA) from a water sample from “Schwarzes Loch”, a small pond within the Lobau, Vienna, Austria (Fig. 2).

Material and Methods

The investigation was carried out in the Viennese part of the Lobau (Schwarzes Loch, 1220 Vienna, Austria; coordinates 48.156606, 16.530642). The DNA barcode sequence of the mitochondrial cytochrome c oxidase subunit 1 gene (CO1) was sequenced from a juvenile *M. fossilis* individual collected on 12.3.2021 (Fig. 3), a specimen unintentionally caught with a collected sample of macrophytes. At the same location, water samples had been collected for a different study (dealing with the detection of dragonfly larvae by environmental DNA analysis). Two of those samples have been used to test for the presence of *M. fossilis* DNA.

DNA extraction

For DNA extraction, a finclip was taken from the fish which was subsequently included in the Fish collection of the Natural History Museum Vienna (NHM). Collection number: NHMW 100424. DNA extraction was performed in the clean room of the NHM DNA laboratory following standard routines to avoid/detect contaminations. For DNA extraction of the finclip sample, the DNeasy Blood & Tissue kit (QIAGEN N.V., Venlo, Netherlands) was used according to the manufacturer's protocol. In the last step, the DNA was eluted with 30 µl AE buffer. Remaining DNA is stored in the DNA and Tissue Collection of the NHMW. All post-PCR work was performed in a separate laboratory. DNA extractions included control extractions without samples to screen for contaminated reagents. Likewise, all PCRs included negative control reactions without template DNA.

For eDNA analysis, two water samples (300 and 500 ml) were taken using sterile, DNA-free plastic syringes and manually pressed through Sterivex-HV filter units with pore size 0.45 µm (Merck Millipore, Germany). The filters were transported cooled to the lab where they were stored at minus 80°C until DNA extraction. For extraction of the DNA bound on the filters, the DNeasy PowerWater Sterivex Kit (Qiagen, Hilden, Germany) was used. The extraction was performed according to the manufacturer's protocol except omitting the incubation of the Sterivex filter at 90°C (Step 7 of the protocol). In the last step, the DNA was eluted with 50 µl of EB solution.

Polymerase chain reaction and DNA sequencing

PCR was performed with the Multiplex PCR Kit (Qiagen, Germany) in a volume of 25 µl, containing 12.5 µl Multiplex PCR Master Mix, 0.5 µM of each primer and 1 µl of template DNA. The DNA extract of the finclip sample was used to amplify a 707-bp fragment of the *COI* gene using the primers FishF1-50 (5'-TCAACCAACCACAAAGACATTGGCAC-3') / FishR1-50 (5'-TAGACTTCTGGGTGGCCAAAGAATCA-3') (Ward et al. 2010). The PCR protocol consisted of the following steps: initial denaturation 95°C (15 min); 35 cycles of 94°C (30 s) denaturation, 54°C (90 s) annealing, 72°C (90 s) polymerisation; final extension at 72°C (7 min). PCR with the eDNA samples was performed using the primers Mf-COI-F (5'-CCCCCGACATAGCATTTC CG-3') / Mf-COI-R (5'-AACTGTTTCAGCCTGTCCCAG-3') which amplify a PCR product of 119 bp (Brys et al. 2021). PCR reactions were done in a step down PCR protocol comprising the following steps: initial denaturation 95°C (15 min); 5 cycles: 94°C (30 s) / 60°C (90 s) / 72°C (60 s); 40 cycles: 94°C (30 s) / 58°C (90 s) / 72°C (60 s); final extension at 72°C (10 min).

As for eDNA samples, PCR resulted in multiple PCR products. PCR products in relevant size were cut and extracted from agarose gels and purified with the QIAquick Gel Extraction Kit (Qiagen, Germany). All PCR products were sent for bidirectional Sanger sequencing to Microsynth Austria (Vienna, Austria) employing the amplification primers used in the PCRs. Sequences were edited with BioEdit 7.0.5.3 (Hall 1999) and blasted against the GenBank database (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov>) as well as BOLD (<https://boldsystems.org>). The barcode reference sequence generated in the course of the present study was deposited in BOLD (BCAFL791-22).

Results and Discussion

The 655-bp sequence obtained from the *M. fossilis* individual NHMW 100424 is the first DNA barcode of this species from a Viennese water body, which is a valuable addition to the Austrian Barcode of Life project (ABOL). The DNA barcode sequence was blasted against GenBank and delivered hits between 99.7-100 % similarity for *M. fossilis*, thus confirming the morphological species identification. For comparison, similarity scores with *M. anguillicaudatus* were only 88.89 %. Comparisons with the BOLD database delivered congruent results: 99.5-100 % similarity with *M. fossilis* as compared to only 88.0 % for the next closest related species *Misgurnus nikolskyi* Vasil'eva, 2001.

Moreover, DNA evidence of this species from a water sample via environmental DNA barcoding from the Lobau was obtained. The 119-bp *COI* fragment was obtained from

both eDNA samples. For both samples, the sequences confirmed the species identification (100 % identity with *M. fossilis*).

Due to its biology and hidden way of life, detection of *M. fossilis* based on conventional sampling and monitoring techniques can be difficult and often unsuccessful (Sigsgaard et al. 2015). Yet, in the recent past molecular genetic approaches i.e., detection from water and/or sediment samples have been proposed (Kusanke et al. 2020) and since then were refined to even allow for quantification (as tested in an aquarium experiment by Brys et al. (2021)). Environmental DNA approaches have since been applied successfully to monitor the presence or absence of *Misgurnus* weatherfishes (Sigsgaard et al. 2015; Hinlo et al. 2018; Brys et al. 2021). Sigsgaard et al. (2015) reported better recovery rates of the European weatherfish and lower overall costs by eDNA than by conventional fishing techniques. Moreover, Jo et al. (2020) successfully detected *M. anguillicaudatus* among other threatened native as well as alien invasive species by targeted qPCR and hence increased distributional resolution of those species.

The success of eDNA approaches provides confidence that this technique may be useful to further non-invasively explore the distribution of the European weatherfish in Austria (as is currently being done in the Morava river floodplains (https://unece.org/sites/default/files/2021-05/3.7_Austria%20Florian%20Ott_eDNA.pdf; <https://www.abol.ac.at/project/schlammpeitzger-nachweis-mittels-edna/>) and also to monitor the potential spread of alien (invasive) species. This holds especially true since certain well-known pre-existing hurdles and limitations of eDNA/metabarcoding approaches (Schenekar et al. 2020) have been overcome for *Misgurnus* weather loaches specifically (e.g., Brys et al. 2021) and for freshwater fishes in general (e.g., Pont et al. 2021; Thalinger et al. 2021a,b). Based on all these results, perspectives for future monitoring efforts in similar water bodies open up.

Acknowledgments

We would like to thank the Vienna Nature Conservation Authority for granting an exemption (MA22-353295/2021) for the collection of an individual of *M. fossilis* individual.

Literature

- Belle C C, Stoeckle B C, Cerwenka A F, Kuehn R, Mueller M, Pander J, Geist J (2017) Genetic species identification in weatherfish and first molecular confirmation of Oriental Weatherfish *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842) in Central Europe. Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems 418, 31 (DOI: 10.1051/kmae/2017025)
- Brys R, Halfmaerten D, Neyrick S, Mauvisseau Q, Auwerx J, Sweet M, Mergeay J (2021) Reliable eDNA detection and quantification of the European weather loach (*Misgurnus fossilis*). Journal of Fish Biology 98, 399–414. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.14315>
- Fricke R, Eschmeyer W N, van der Laan R (Eds.) (2022) Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Electronic version accessed 06 Dec 2022
- Fusko M (1987) Zur Biologie des Schlammpeitzgers (*Misgurnus fossilis* L.) unter besonderer Berücksichtigung der Darmatmung. Dissertation Universität Wien. 173p
- Fusko M (1990) Bestandsaufnahme standorttypischer Fische, Vorkommen des Schlammpeitzgers. Projekt Dotation Lobau/Abschnitt Obere Lobau, Begleitendes ökologisches Versuchsprogramm, Berichtsteil Erhebung des Ist-Zustandes, Ergebnisse 1988/89. Studie im Auftrag der MA45 Wien, 31p

- Hauer W (2020) Fische, Krebse & Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz, 244 pp. ISBN 978-3-7020-1897-9
- Hein T, Schwarz U, Habersack H, Nichersu J, Preiner S, Willby N, Weigelhofer G (2016) Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. Science of The Total Environment 543A, 778–790. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.073>
- Hinlo R, Lintermans M, Gleeson D, Broadhurst B, Furlan E (2018) Performance of eDNA assays to detect and quantify an elusive benthic fish in upland streams. Biological Invasions 20(11), 3079–3093. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1760-x>
- Jo T, Fukuoka A, Uchida K, Ushimaru A, Minamoto T (2020) Multiplex real-time PCR enables the simultaneous detection of environmental DNA from freshwater fishes: a case study of three exotic and three threatened native fishes in Japan. Biological Invasions 22(2), 455–471. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02102-w>
- Jung M, Ratschan C, Zauner G, Friedrich T, Zangl L (2021) Erste Nachweise des Nordchinesischen Schlammpeitzgers (*Misgurnus bipartitus* Sauvage & Dabry deThiersant, 1874) und Ausbreitung in Österreich. Österreichs Fischerei 74. Jahrgang 8/9, 217–232
- Kottelat M, Freyhof J (2007) Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol & Freyhof, Berlin, xiv + 646p
- Kusanke L M, Panteleit J, Stoll S, Korte E, Sünger E, Schulz R, Theissinger K (2020) Detection of the endangered European weather loach (*Misgurnus fossilis*) via water and sediment samples: Testing multiple eDNA workflows. Ecology and Evolution 10(15), 8331–8344. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.6540>
- Pont D, Valentini A, Rocle M, Maire A, Delaigue O, Jean P, Dejean T (2021) The future of fish-based ecological assessment of European rivers: from traditional EU Water Framework Directive compliant methods to eDNA metabarcoding-based approaches. Journal of Fish Biology 98(2), 354–366
- Schabuss M, Baranyi C (2006) Erhebung der Adult- und Jungfischfauna im Gebiet der Unteren Lobau. Erhebung der Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donauauen, Heft 5, 1–56
- Schabuss M, Zornig H (2013 a) Erhebung der Fischfauna im nördlichen und südlichen Lausgrund 2012. Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Studie im Auftrag der MA45 Wien, 35p
- Schabuss M, Zornig H (2013 b) Erhebung der Fischfauna in der Unteren Lobau 2012. Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Studie im Auftrag der MA45 Wien, 82p
- Schenekar T, Schletterer M, Lecaudey L A, Weiss S J (2020) Reference databases, primer choice, and assay sensitivity for environmental metabarcoding: Lessons learnt from a re-evaluation of an eDNA fish assessment in the Volga headwaters. River Research and Applications 36(7), 1004–1013. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.3610>
- Sigsgaard E E, Carl H, Möller P R, Thomsen P F (2015) Monitoring the near-extinct European weather loach in Denmark based on environmental DNA from water samples. Biological Conservation 183, 46–53. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.023>
- Thomas Spindler (1997): Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. Publikationen des Umweltbundesamtes, Wien M-087, 1–141
- Thalinger B, Rieder, A, Teuffenbach A, Pütz Y, Schwerte T, Wanzenböck J, Traugott M (2021 a) The effect of activity, energy use, and species identity on environmental DNA shedding of freshwater fish. Frontiers in Ecology and Evolution 9, 623718
- Thalinger B, Deiner K, Harper L R, Rees H, Blackman R, Sint D, Traugott M, Goldberg C, Bruce A (2021 b) Validation scale to determine the readiness of environmental DNA assays for routine species monitoring. Environmental DNA. ISSN 2637-494

- Ward R, Zemlak T, Innes B, Last P, Hebert P (2005) DNA barcoding Australia's fish species. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360 (1462), 1847–1857. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2005.1716>
- Zauner G, Mühlbauer M, Ratschan C (2006) Gewässer- und auenökologisches Restrukturierungspotential an der Oberösterreichischen Donau. Studie im Auftrag der OÖ Landesregierung
- Zangl L, Jung M, Gessl W, Koblmüller S, Ratschan S (2020) Oriental or not: First record of an alien weatherfish (*Misgurnus*) species in Austria verified by molecular data. *BioInvasions Records* 9(2), 375–383. DOI: <https://doi.org/10.3391/bir.2020.9.2.23>
- Zangl L, Schäffer S, Daill D, Friedrich T, Gessl W, Mladinić M, Sturmbauer C, Wanzenböck J, Weiss S J, Koblmüller S (2022) A comprehensive DNA barcode inventory of Austria's fish species. *PLOS ONE* 17(6), e0268694. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0268694>

Received: 2022 11 11

Addresses:

Sandra Kirchner, E-Mail: sandra.kirchner@nhm-wien.ac.at (Corresponding author)

Julia Schindelar, E-Mail: julia.schindelar@nhm-wien.ac.at

Marcia Sittenthaler, E-Mail: marcia.sittenthaler@nhm-wien.ac.at

Iris Fischer, E-Mail: iris.fischer@nhm-wien.ac.at

Hannah Schubert, E-Mail: hannah.schubert@nhm-wien.ac.at

Elisabeth Haring, E-Mail: elisabeth.haring@nhm-wien.ac.at
Central Research Laboratories, Natural History Museum Vienna, Burgring 7,
A-1010 Vienna, Austria

Manfred Christ, E-Mail: redaktion@lobaumuseum.wien
Lobaumuseum – Verein für Umweltgeschichte, c/o Norbert Sendor, KGV Wasserwiese
Ost 17/27, 1020 Wien

Lukas Zangl, E-Mail: lukas.zangl@uni-graz.at; lukas.zangl@museum-joanneum.at
Institute of Biology, University of Graz, Universitätsplatz 2, A-8010 Graz, Austria; Uni-
versalmuseum Joanneum, Studienzentrum Naturkunde, Weinzöttlstraße 16,
A-8045 Graz, Austria

Helmut Sattmann, E-Mail: helmut.sattmann@nhm-wien.ac.at
3rd Zoological Department, Natural History Museum Vienna, Burgring 7,
A-1010 Vienna, Austria

Opinion Paper

Wasser für die LobAu!

Bernd Lötsch, Robert Poth¹

Die Lobau ist ein Auwaldgebiet im Nordosten Wiens und Teil des Nationalparks Donau-Auen. Trotz der vielfältigen Eingriffe, beginnend vor rund 150 Jahren mit der Donauregulierung, ist das verbliebene Auegebiet ein wertvoller Lebensraum für eine Vielfalt von Tieren und Pflanzen. Allerdings ist diese Vielfalt durch fortschreitende Austrocknung und Verlandung dramatisch gefährdet. Seit 1973 fordern Wissenschaftler öffentlich, die Lobau im Interesse der Biodiversität nachhaltig mit Donauwasser zu versorgen. 1986 hat die Stadt Wien im Rahmen des Wettbewerbs „Chancen für den Donauraum Wien“ visionäre Maßnahmen zur Revitalisierung des Gebietes erarbeiten lassen. Fast alle diese Vorhaben, auch die in den Jahrzehnten danach skizzierten, wurden aufgrund von Interessenskonflikten bislang nicht umgesetzt.

Dieser Beitrag argumentiert die Bedeutung und Schutzwürdigkeit des Schutzgebietes und plädiert dafür, einen Weg zu finden, in dem beide Aspekte, Ökologie und Trinkwasser berücksichtigt werden: Entweder durch Errichtung einer (bereits geplanten) Aufbereitungsanlage oder durch Verzicht auf die Wasserreserven, die eigentlich nicht gebraucht werden. Für die Ökologisierung bedarf es jedenfalls der Dotierung des Gebietes mit ausreichend Wasser. Die Stadt Wien ist aufgefordert, ihre eigenen Pläne endlich umzusetzen und möglichst ambitioniert vorzugehen und großzügige Flutungen bzw. Verbindungen des Auegebietes – insbesondere der Unteren Lobau – mit der (Neuen) Donau zuzulassen.

Lötsch B, Poth R (2023) Water for the Lobau floodplain!

The Lobau is a riparian forest area in the northeast of Vienna and part of the Danube Floodplain National Park. Despite the manifold interventions due to changed land use, construction activities and water regulations, starting around 150 years ago with the Danube regulation, the remaining floodplain area is a valuable habitat for a variety of animals and plants. However, this diversity is dramatically endangered by progressive dehydration.

Since 1973, scientists have been publicly calling for the Lobau to be sustainably supplied with Danube water in the interest of biodiversity. In 1986, the City of Vienna had visionary measures for the revitalisation of the area developed as part of the competition “Opportunities for the Danube Region Vienna”: The flood protection dam was to be partly removed, an endowment realised, historic oxbows reactivated and new channels created. Almost all of these projects, including those outlined in the decades that followed, have not yet been implemented due to conflicts of interest with other uses, above all the use of drinking water for the city. This article argues the importance and the worthiness of protection of the area and pleads for finding a way in which both aspects, ecology and drinking water are taken into account: either by building a water treatment plant (as planned already before) or by dispensing with the

¹ Universitätsprofessor Bernd Lötsch, ehemaliger Direktor des Naturhistorischen Museums Wien, ist Ökologe, Umweltschützer und Filmer. Lötsch war erfolgreicher Kämpfer gegen die Brücke über den Neusiedler See und gegen das Atomkraftwerk Zwentendorf. Maßgeblich war er auch in der Verhinderung des Kraftwerksbaus in Hainburg involviert und an der anschließenden Etablierung des Nationalparks Donauauen beteiligt. Er hat bereits vor 50 (!) Jahren in einer gemeinsamen Veranstaltung mit den Umweltschützern Hans Kinnl, Anton Klein, Norbert Sendor, Franz Antonicek erfolgreich gegen eine Lobau-Autobahn (und die Erweiterung des Öllagers) argumentiert und protestiert. In der Folge dieses Protests wurde die Lobau zum Naturschutzgebiet erklärt (1974, 1978). Beim Symposium „Lobau soll leben“ musste er in seinem Abendvortrag feststellen, dass auch nach 50 Jahren Kampf die Lobau nicht gerettet ist. Sein Vortrag ist hier in gekürzter und komprimierter Form abgedruckt. Robert Poth ist Journalist, Übersetzer und Lektor sowie Mitglied des „Lobaumuseums – Verein für Umweltgeschichte“. Poth recherchiert seit vielen Jahren zum Spannungsfeld zwischen internationalem und nationalem Umweltrecht und der Sicherheit der Trinkwasserversorgung Wiens und hat das Kapitel zur Entbehrlichkeit des Grundwasserwerks Lobau für die Wiener Trinkwasserversorgung beigegeben.

water reserves, which are not actually needed. In any case, greening requires the area to be endowed with sufficient water. The City of Vienna is called upon to finally implement its own plans and to proceed as ambitiously as possible and to allow generous flooding – especially of the Lower Lobau – via connections of the floodplain area with the (New) Danube stream waters.

Keywords: Lobau, Vienna, Danube, national park, desiccation, greening, flooding.

Einleitung

Die Lobau ist ein Naturschutzgebiet im Osten der Stadt Wien. Das Augebiet war ursprünglich durch eine bewegte Dynamik des verzweigten Gewässernetzwerks der Donau charakterisiert. Auen leben vom „Atmen“, den wechselnden Wasserständen des Flusses, welche Neues bringen (Wasser, Organismen, Dynamik) und Altes (z. B. Sediment) abtransportieren. Beginnend mit der Donauregulierung um 1870 und fortgesetzt durch Eingriffe wie Hochwasserdämme, Industrieanlagen, Kraftwerksbauten, der Eintiefung der Donau-Flusssohle und einhergehende Senkung des Donaupegels, Zuschüttung von Gewässern und Errichtung von Brunnenanlagen, ging in der Lobau diese Dynamik zunehmend verloren, fortschreitende Austrocknung gefährdet seit längerem die wertvolle Aue (Haidvogel 2023). Mit der Einbeziehung der Lobau in den Nationalpark Donau-Auen als dessen Wiener Anteil, wurden vom Wiener Magistrat in Zusammenarbeit mit Experten verstärkt Pläne geschmiedet, dieser Austrocknung, Verlandung und biologischen Verarmung entgegenzuwirken (vgl. z. B. Schiemer 1995; Hein et al. 2006; Reckendorfer et al. 2013b; Hein et al. 2016; Preiner et al. 2018). Der Hochwasserschutzdamm sollte teilweise geöffnet, eine Dotation verwirklicht, historische Altarme reaktiviert und neue Gerinne geschaffen werden. Diese Pläne wurden allerdings aufgrund von Konflikten mit anderen Nutzungen, allen voran der Trinkwassernutzung für die Stadt Wien, bislang nicht umgesetzt und das Auengebiet leidet weiterhin unter einer dramatisch zunehmenden Austrocknung und Verlandung. Die gezielte, fachgerechte und ausreichende Dotierung mit Wasser für die Au könnte den Verlust an Arten und Lebensräumen und auch die drohende Aberkennung des Nationalparkstatus stoppen. Dabei ist das Augenmerk vor allem auf die dramatische ökologische Situation der Unteren Lobau zu richten (Hein et al. 2023). Ökologisch wirksamste Renaturierungen könnten kontrollierte seitliche Anbindung der Gewässer der Unteren Lobau an die Donau zur Verstärkung des vorhandenen Geländereiefs sein. Die Sinnhaftigkeit solcher Maßnahmen und ihre Zumutbarkeit für Wiens Wasserversorgung werden dargelegt und diskutiert.

Was ist eine Au – was braucht eine Au?

Au-Wald ist Wasser-Wald, Auen entstehen nur durch Flusskontakt – das heißt dessen wechselnde Pegel lassen das Grundwasser schwanken und beatmen so den nassen Wurzelraum. Die Hochwässer erodieren und formen das Relief von Auen-Armen und Steilufern samt angehäuften Schwemmgut – ein dynamischer „Katastrophenstandort“ mit einer Vielfalt ökologischer Nischen und daran angepasster Tier- und Pflanzenarten. Die Dynamik im Boden wirkt zugleich als eine Art von Beatmung des Grundwassers und verhilft Auegebieten zugleich zum besten Trinkwasser des Tieflandes.

Zum Glück ist das „Wasserrecht“ eine starke Gesetzesmaterie, die letztlich eben durch mutige Verwaltungsrichter in den dramatischen Weihnachtstagen 1984 unter dem Ein-



Abb. 1: Die Donauauen zwischen Wien und Hainburg – umkämpft, gerettet und dennoch bedroht ... Foto: Bernd Lötsch. – Fig. 1: The Danube floodplains between Vienna and Hainburg – fought over, saved and yet threatened ... Photo: Bernd Lötsch.



Abb. 2: Durch Regulierung und Hochwasserschutz entstehen vermehrt Stillgewässer, die bei mangelnder Durchströmung allmählich verlanden. Foto: Bernd Lötsch. – Fig. 2: Regulation and flood protection increasingly create still waters, which gradually silt up if there is a lack of flow. Photo: Bernd Lötsch.



Abb. 3: Die Donauauen eignen sich hervorragend für Naturvermittlung und Umweltbildung. Foto: Bernd Lötsch. – Fig. 3: The Danube floodplains are ideal for nature education and environmental education. Photo: Bernd Lötsch.



Abb. 4: Steilufer mit Biber-rutsche. Durch Gewässervernetzung gebildete Gelände-strukturen gewährleisten hohe Biodiversität. Foto: Bernd Lötsch. – Fig. 4: Steep bank with beaver slide. Terrain structures formed by water networking ensure a high level of biodiversity. Photo: Bernd Lötsch.

druck der Au-Besetzung noch rechtzeitig zur Aufschiebung des Kraftwerksbaues Hainburg führte. (Wäre der Wald zu dieser Zeit schon flachgelegen, weiß niemand, ob das Verwaltungsgericht noch gesetzeskonform entschieden hätte.) Die Kraftwerks-Baugenehmigung war ja seinerzeit mit geschmeidigen Gutachtern „politisch durchgewunken“ worden.

Frühere Untersuchungen („Ökosystemstudie Donaustau Altenwörth“) mit Probebrunnen im Stauraum Altenwörth haben aber bereits ergeben, dass das vorher gute Trinkwasser der Au nach dem dortigen Dammbau umso schlechter geworden war, je näher zu den dichten Spundwänden die Proben entnommen wurden – das bedeutet:

Das den Stau begleitende Grundwasser stagniert stromaufwärts in der abgedämmten „Re-lik-Au“ an den Dichtwänden des Stauraumes. Mangels Belüftung kommt es zur Sauerstoff-Zehrung, Redoxpotenziale sinken, die nun löslichen Mangan- und Eisenmengen im Boden stören die Trinkwasserqualität – und dies geschah, obwohl die abgedämmte Rest-Aue des Kraftwerkes Altenwörth sogar noch von zwei kleineren Fließgewässern durchströmt war (und zwar Kamp und Mühlkamp). Dies war auch Indiz dafür, dass die von Kraftwerksplanern angebotenen „Gießgänge“ noch weniger zur erhofften Belebung und Belüftung der dann abgedämmten Auenböden bewirken könnten.

Das heißt, das Grundwasser unter den Auen, vorher bestes Wasser des Tieflandes, „verfault“ in der gestauten „Kraftwerks-Au“. Der Grund: Durch die dichte Abdämmung gegen die schwankenden Spiegel des Flusses fehlt die Belüftung, fehlen die klärenden „Atemzüge“ des vorher mit dem Fluss hydrologisch auf und ab kommunizierenden Grundwassers der Auen. Der vorher poröse, wie der Tropfkörper eines Klärwerks wirkende Kiesgrund verschlammte, O₂-Mangelfolgen verderben die Brunnen.

Und die Lobau?

Hier wäre eine Kommunikation zwischen der noch fließenden Donau und der Au – stromabwärts der Staustufe Wien-Freudenau – zwar noch gegeben, aber auf viel zu niedrigem Sohl- und Flussspiegelniveau dieser Fließstrecke. Sohlhaltung und Hebung der Flussspiegel der Donau wäre die wichtigste kulturtechnische Aufgabe der Österreichischen Wasserstraßen-Gesellschaft m.b.H. „viadonau“ in Kooperation mit der Nationalparkverwaltung. Das bloße Nachbaggern von Flussarmen nach unten schafft zwar da und dort das Bild „wilderer“ Auen, hebt aber keine Flusspegel, sodass man ihnen auch dort bald beim Austrocknen zusehen wird, wenn die Flusspegel zu tief liegen.

Als wäre dies für die Au nicht schon schlimm genug, fehlen – schon seit einem Jahrhundert – der Lobau echte erodierende, reliefbildende Hochwässer. Denn seit der großen Donauregulierung liegt die Lobau zwischen zwei mächtigen Dämmen: flussseitig Hubertusdamm und landseitig Schönauer Rückstaudamm. Sie lebt fast nur mehr vom Grundwasser und von Niederschlägen. Und selbst bei starken Donauhochwässern reißen und „putzen“ diese eben nicht mehr die ehemaligen Lobau-Arme durch, sondern füllen dieses beidseitig abgedämmte Auenstück nur relativ träge, meist strömungslos vom unteren Ende her durch eine dortige Damm-Unterbrechung, den sogenannten Schönauer Schlitz. Dabei kommt es eher zu Feinschlammablagerungen, nämlich Schlamm-auf-landungen aus den trüben Fluten, die Augewässer werden auch dadurch, trotz fallweiser



Abb. 5a u. b: Material der Uferentsteinung sollte nach Meinung des Erstautors zur Schaffung von Strukturen in der Nationalpark-Fließstrecke verwendet werden, die der Hebung der Pegel ebenso dienen könnten wie der Landschafts- und Artenvielfalt. Fotos: Bernd Löttsch. – Fig. 5a and b: In the opinion of the first author, material from bank pitting should be used to create structures in the national park flow, which could serve to raise the water levels as well as the landscape and biodiversity. Photos: Bernd Löttsch.

Überschwemmungen, seichter und kleiner (Schiemer 1995, Hein et al. 2006, 2023, Reckendorfer et al. 2013b, Preiner et al. 2018).

Demnach fehlen seit Langem die stoßartigen Hochwasser-Ereignisse – fehlen an der Oberfläche und für die Grundwasserdynamik – die für vitale Auen unentbehrlich wären.

Das typische Auenrelief ehemaliger Arme ist in der Landschaft zwar noch als Gräben, stehende Gewässer und auch aufgeworfene sogenannte „Haufen“ zu erahnen. Sie würden nun wenigstens wieder Leitstrukturen für fallweise Flutungen bilden – würde man etwa Oberflächenwasser guter Qualität aus der „Neuen Donau“ hineinstürzen lassen; das wäre eine Zukunftsvision. Doch solches scheitert derzeit am Einspruch der Magistratsabteilung 31 (MA 31, Wiener Wasser).

Es ist zunächst unverständlich, dass derart naturnahe Revitalisierungskonzepte, die doch auch zur Anreicherung der Grundwasserströme dienen sollten, ausgerechnet von der MA 31 beeinsprucht wurden – und zwar mit der Warnung vor „hygienischer Verschlechterung“.

Statt Beweise mit einem (gewiss relativ aufwendigen) Naturversuch zu führen, ließen die Wasserwerke eine (ebenfalls sehr teure) Computersimulation (!) machen, was bei Dotation über die noch existierenden Armsysteme mit Wasser aus der Donau/Neuen Donau im Grundwasser geschehen würde. Sie prognostizierte eine untragbare hygienisch-mikrobielle Verschlechterung für bestimmte Bereiche des Grundwassers (Derx et al. 2021).

Zu unseren Zweifeln, wie weit sich die bakterielle Boden- und Wasserhygiene eines so komplexen Ökosystems computertechnisch beweisend simulieren lässt, gesellt sich der Verdacht, dass der Auftraggeber (Stadt Wien) diese Renaturierung vielleicht ohnehin nicht will. Warum?

Um neben den beiden Hochquellenleitungen eine ergänzende, ständig verfügbare Versorgung der Stadt mit Grundwasser gewährleisten zu können, betrieben Politik und Magistrat ab 1999 intensiv die Errichtung einer zentralen Aufbereitungsanlage für sämtliche Wiener Grundwasserwerke (Moosbrunn, Nussdorf, Donauinsel Nord, Pragerstraße, Lobau) – im Sinne einer „3. Wiener Wasserleitung“. Dieses 2004 von der Obersten Wasserrechtsbehörde genehmigte Vorhaben wurde jedoch trotz bereits erfolgter hoher Investitionen unvermutet wieder abgesagt.

Angesichts der, im Vergleich zu den anderen Grundwasserwerken guten und gesicherten Qualität des Wassers aus den Brunnen der Unteren Lobau (welche derzeit nur über Standard-Chlordesinfektion verfügen), scheut dort die Stadt seitdem die Kosten einer Aufbereitungsanlage.

In Verbindung mit dem Mehraufwand für eine Wasseraufbereitung wäre die Wiederherstellung „wilder, naturnaher Auenökologie“ und die Grundwassergewinnung jedenfalls vereinbar, wobei jedoch Zweifel bestehen, ob das Grundwasser aus der Lobau für die Trinkwasserversorgung Wiens überhaupt notwendig ist. Wien hat – von der technischen Kapazität her – nachweislich genügend Trinkwasser aus den zwei Hochquellenleitungen plus Wassergewinnungen aus Moosbrunn, weiters Nussdorf und anderen Quellen (siehe weiter unten, Entbehrlichkeit des Grundwasserwerks Lobau für die Wiener Trinkwasserversorgung).

In Niederösterreich gab es dagegen zahlreiche Grundwasserbrunnen in den Donau-Auen, über lange Zeit lediglich mit Desinfektionsmöglichkeiten. Nach Aussage von Betreibern und Gemeinden fuhr man bei Hochwasser die Entnahmemengen sicherheitshalber nur herunter – doch mittlerweile existiert eine gemeinsame Wasseraufbereitungsanlage für die Uferfiltrate aus den Niederösterreichischen-Auen.

Erlauben höchstkarätige Naturschutzwidmungen die Ausbeutung der Ressource „Wasser“?

Die Richtlinien der IUCN in Europa und der US National Park Services – also den international strengsten Hütern des Naturschutzes – besagen, dass Nationalparke zwar prinzipiell vor allem dem Wildnis-Schutz dienen, als „*Nutzungsverzicht eines Kulturstaates zugunsten der Natur*“, dass aber bestimmte Nutzungen (wohl geregelt und limitiert) wie *Erholung, Naturerleben und Trinkwassergewinnung ausdrücklich erlaubt seien, allerdings nur solange sie das Schutzziel, die ökologische Integrität der Ressource nicht gefährden*.

Da in der Lobau die Wassergewinnung zu einer deutlichen Beeinträchtigung der ökologischen Integrität des schutzwürdigen Feuchtgebietes geworden ist und sogar die Renaturierung verhindert, durchkreuzt das Grundwasserwerk in der Unteren Lobau das Schutzziel und durchbricht damit sowohl den Nationalparkstatus als auch die hier geltende Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH) der EU für Biodiversitätsschutz. Diese hat in einem Nationalpark wesentlich mehr Gewicht als fallweise natürliche Schwankungen der Grundwasserhygiene, wie sie in Brunnen solcher Auen entlang der Donau nach Hochwässern längst bekannt und bewältigbar sind. Die seltsame Toleranz der Stadt gegenüber der Austrocknung dieses unersetzlichen Feuchtgebietes Wiens und Niederösterreichs steht in klarem Widerspruch zur Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der EU. Die in der Unteren Lobau festzustellende lokale Absenkung der Grundwasserspiegel um 1,5 – 3 m im Bereich von Entnahmetrichtern infolge der technischen Wassergewinnung bei Vollbetrieb (Nationalparkplanung 1995) ist absolut nicht vernachlässigbar in einem Feuchtgebiet unter wachsendem Trockenstress.

Den *Hauptschaden* für die Bemühungen um die Rettung des nach wie vor hochkarätigen Schutzgebietes verursacht das Grundwasserwerk aber durch die Weigerung der Stadtverwaltung, kontrollierte, hochwasserartige Flutungen von oben über die ehemaligen Arm-Systeme in die Untere Lobau zuzulassen – obwohl solche Großversuche die einzige Chance zur Erhaltung und Revitalisierung des kostbaren Feuchtgebietes im Sinn der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie und der Nationalparkziele wären. Zugleich würden sie zur Sanierung der Grundwasserhorizonte auch im Sinn der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der EU beitragen. Die befassten Fachleute sehen in saisonal wiederkehrenden Flutungen auch eine historische Chance, mehr zur hydrologischen Rettungsmöglichkeit von Auen zu lernen.

Derzeit verhindert die – nach allen Ermittlungen zur Wasserversorgung Wiens ohnehin entbehrliche (s. w. u.) – Grundwassergewinnung aus den Lobau-Brunnen die Nationalpark-gemäße und Flora-Fauna-Habitat-konforme ökologische Revitalisierung der Unteren Lobau.

Nach Erfahrungen mit überschwemmten Brunnen in den Donau-Auen in NÖ wäre ein dauernder Verzicht auf die Brunnen der Unteren Lobau nicht unbedingt nötig, sondern würde meist nur ein zeitweises Aussetzen oder geringere Entnahmen unter hygienischer Kontrolle genügen. Aber keinesfalls dürften Brunnen weiterhin zur Blockade der Auen-Revitalisierung ins Treffen geführt werden.

Die Austrocknung und Verlandung, das Ausmaß des Gewässerschwundes und die bisherigen Biotopverluste in diesem besonders kostbaren, weil stadtnahen Teil des Auen-Nationalparks sind sowohl durch wissenschaftliche Publikationen wie auch durch Aussagen von Experten und Zeitzeugen gut dokumentiert:

„Allein zwischen 1938 bis 2010 verlor die Lobau ein Drittel der Wasserflächen und Feuchtgebiete ...“ (Pözl et al. 2014)

... die Verlandung schreitet in der Lobau mit bis zu 3,5 % pro Jahr voran (Anm.: das entspräche einer Halbierung alle zwei Jahrzehnte). *Eine hydrologische Verbesserung wäre dringend nötig.* (Reckendorfer et al 2013a)

„Es ist daher eine Verbesserung der hydrologischen Verhältnisse erforderlich, um die ökologische Funktionsfähigkeit der Unteren Lobau im Einklang mit den Zielen des Nationalparks nachhaltig zu sichern.“ (Gemeinde Wien 2015)

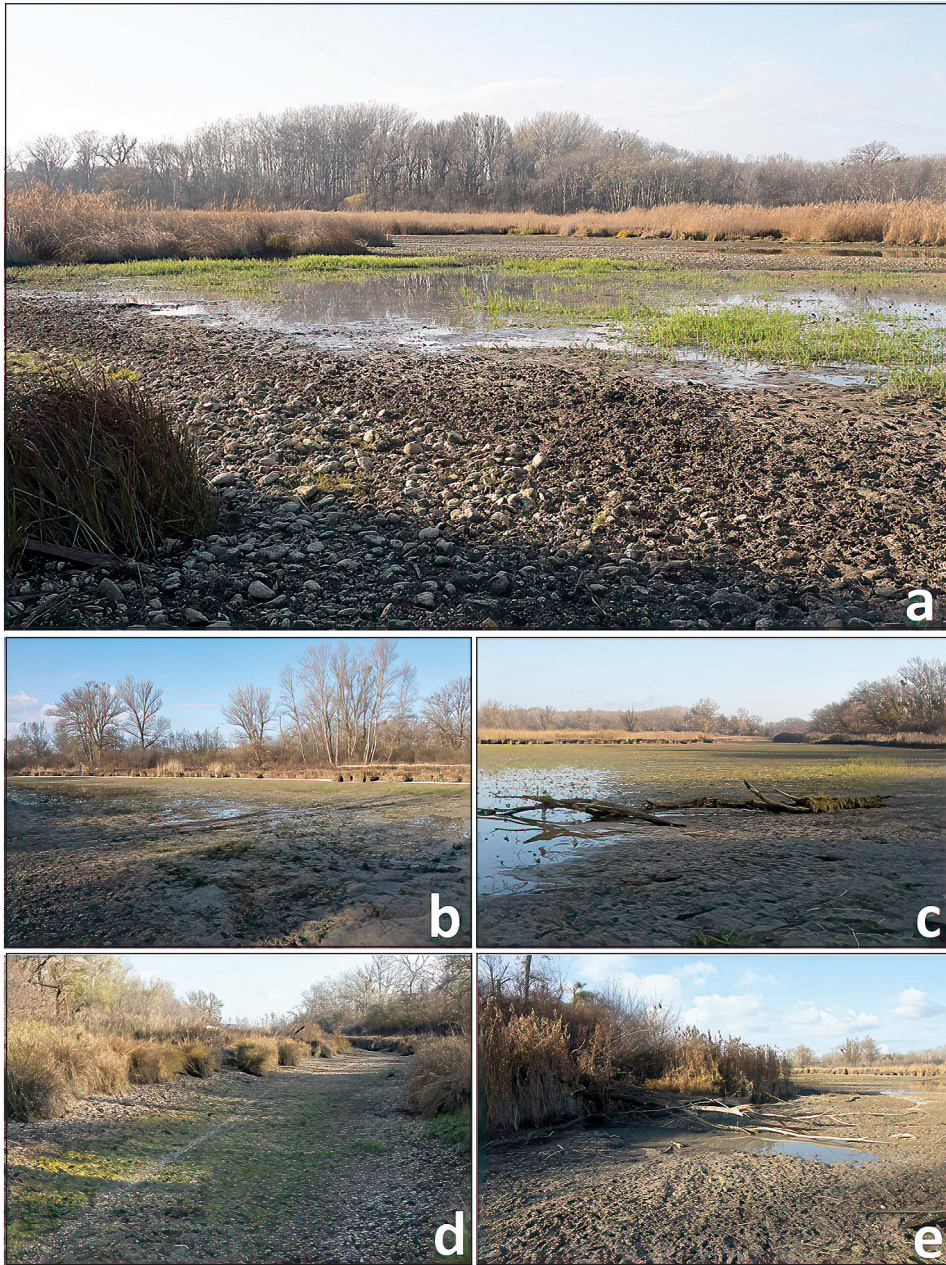


Abb. 6: Trockenheit in der Unteren Lobau im November 2022: a) Kühwörterwasser, b) und c) Schö-
nauer Wasser, d) und e) Schwadorfer Rinne. Fotos: Kurt Kracher. – Fig. 6: Drought in the Lower
Lobau in November 2022: a) Kühwörterwasser, b) and c) Schönauser Wasser, d) and e) Schwadorfer
Rinne. Photos: Kurt Kracher.

„Ohne Management verschwinden die meisten Wasserflächen und Feuchtgebiete innerhalb der kommenden Jahrzehnte.“ (Preiner et al. 2018)

„... mit Verlust des Auencharakters verlieren wir die relevanten Arten – welcher Wert bleibt noch im Kontext eines Nationalparks?“ Thomas Hein (2019): Originalton aus einem Interview für die Reportage „Wer rettet die Lobau? Der langsame Tod eines Nationalparks“ im Rahmen der Sendereihe „Flaneur und Distel“ in Radio FRO (Freier Rundfunk Oberösterreich) 105,0 MHz (Gestaltung: Daniela Lipka und Hartmut Schnedl)

Anlässlich der Errichtung des Grundwasserwerks Gänshaufen wurde 1969 das Gänshaufenwasser zerstört, ein funktionierender Altarm mit Verbindung zum Kühwörther Wasser – *als damals eine Kommission ein paar tote Fische sah, hielt sie dies für eine Verseuchung des Grundwassers – ließ den Auenarm mit Steinbrocken auffüllen und mit Schotter zudecken* (Christ 2017).

Diese Augenzeugenberichte werden im Jahrbuch der Stadt Wien bestätigt, dort nur anders klingend: „Um die Trinkwasserqualität des Horizontalfilterrohrbrunnens Gänshaufen sicherzustellen, wurde begonnen, das Gänshaufenwasser zuzuschütten und den Damm der Künigltraverse zu erhöhen.“ (Magistrat der Stadt Wien 1970)

Entbehrlichkeit des Grundwasserwerks Lobau für die Wiener Trinkwasserversorgung

Das Grundwasserwerk Lobau sei „essenziell für die Trinkwasserversorgung Wiens“ (Zuckerstätter-Semela 2019). Das wiederholen die Stadt Wien und die zuständige Magistratsabteilung (MA 31, „Wiener Wasser“) in öffentlichen Stellungnahmen seit den 1990er-Jahren bis heute.

Als Begründungen werden angeführt:

- Die nötige Abdeckung von Bedarfsspitzen
- Aufrechterhaltung der Versorgung während der Wartungsperioden beider Hochquellen Leitungen
- Notwendigkeit einer Sicherheitsreserve bei längerem Ausfall einer Hochquellenleitung oder beider Hochquellenleitungen

An der Stichhaltigkeit dieser Argumentation bestehen berechtigte Zweifel, aus mehreren Gründen:

1. Selbst ohne Grundwasserwerk (GWW) Lobau sind die Grundwasser-Kapazitäten heute – technisch gesehen – höher als in den 1990er-Jahren und in den Jahrzehnten davor.
2. Für Bedarfsspitzen und Wartungsperioden reichen in der Regel die Wasserspeicher allein.
3. Wären Katastrophenszenarios halbwegs realistisch, wären aus Gründen der Versorgungssicherheit eine Aufbereitungsanlage sowohl für das Grundwasserwerk Lobau als auch für die Grundwasserwerke Nussdorf und Donauinsel Nord dringend geboten. Genau darauf hat Wien aber bisher verzichtet.

Ad 1. Wien hat seit den 1990er-Jahren abgesehen von einer Erhöhung der Kapazität der Wasserspeicher die Infrastruktur zur Trinkwasserversorgung Wiens aus Grundwasserbrunnen ausgebaut. Die gemeinsame Kapazität der neuen Grundwasserwerke in Moosbrunn (2006) und auf der Donauinsel (Donauinsel-Nord, 2015) – ca. 107.000 m³ pro Tag – übersteigt die Kapazität des Grundwasserwerks Lobau (ca. 80.000 m³ / Tag). Wien ver-

fügt heute daher technisch und theoretisch selbst ohne das Grundwasserwerk in der Unteren Lobau über höhere Kapazitäten zur Trinkwasserversorgung aus Grundwasserbrunnen als in den 1990er-Jahren und davor, wie in der nachstehenden Grafik vereinfacht dargestellt (Abb. 7; ohne die nicht zuverlässig verfügbaren Grundwasserquellen Markethäufel in der Oberen Lobau sowie in der Prager Straße). Wenn die Versorgung mit Grundwasserkapazitäten von 123.000 m³ (GWV Untere Lobau plus Nussdorf) sichergestellt war, sollte sie mit rund 150.000 m³ / Tag (Moosbrunn plus Nussdorf und Donauinsel Nord) ebenso sichergestellt werden können.

Aufgrund der geringeren regulär verfügbaren Mengen müsste allerdings erforderlichenfalls mehr Wasser geringerer Qualität aus Nussdorf und von der Donauinsel ins Trinkwassernetz eingespeist werden. Dieses Problem hat die Stadt Wien jedoch selbst herbeigeführt, indem sie die geplante mehrstufige Aufbereitung für diese beiden Werke nicht realisiert und sich mit Desinfektionsanlagen begnügt hat.

Ad 2. Die Abdeckung von Verbrauchsspitzen und die Aufrechterhaltung der Versorgung während der routinemäßigen Wartungsperioden der beiden Hochquellenleitungen ist in

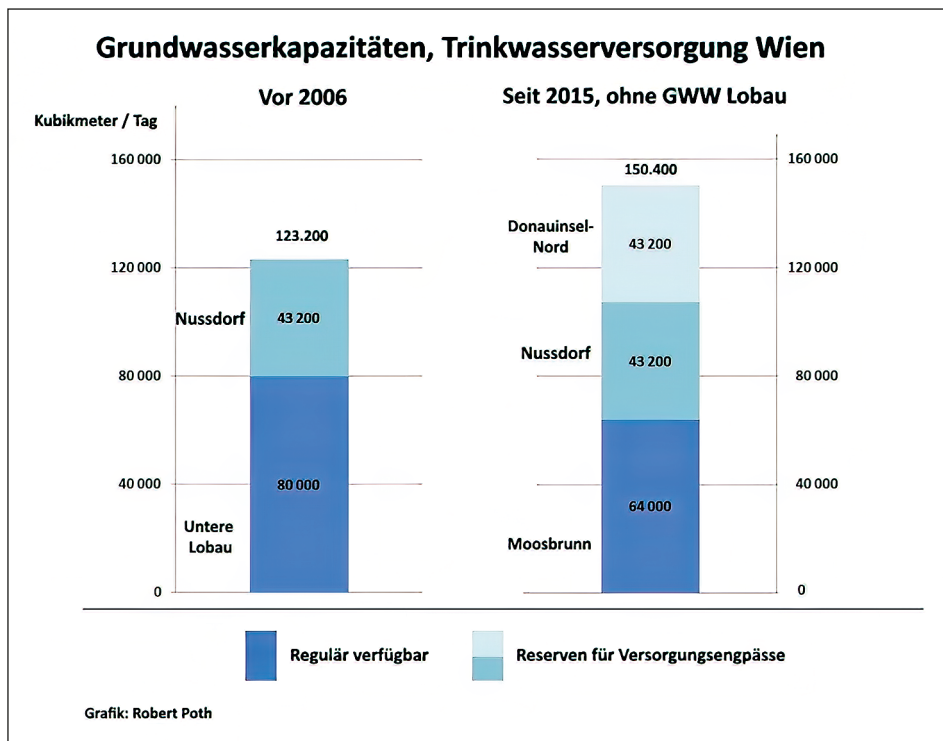


Abb. 7: Grundwasserkapazitäten für die Trinkwasserversorgung Wiens in Kubikmeter/Tag, vor 2006 sowie seit 2015 ohne Grundwasserwerk Untere Lobau. – Fig. 7: Groundwater capacities for the drinking water supply of Vienna in cubic meters/day, before 2006 and since 2015 without groundwater plant Untere Lobau.

Quellen/Sources: www.wien.gv.at/wienwasser/versorgung/; Bewilligungsbescheide für das Wasserwerk Kleehäufel (22. März 2004) sowie für die Grundwasserwerke Donauinsel-Nord (4. November 2013) und Nussdorf (Betriebsvorschrift, November 2002); Kontrollamt der Stadt Wien, 2012.

der Regel sogar ohne Zugriff auf Grundwasserquellen allein mithilfe der Wasserspeicher Wiens möglich. Dies wurde im Rahmen eines Gutachtens für das geplante, aber nicht realisierte Wasserwerk Kleehäufel festgestellt, welches eine zentrale Aufbereitung des Grundwassers aus den Grundwasserwerken Lobau, Nussdorf und Donauinsel-Nord ermöglicht hätte.

Ad 3. Die Notwendigkeit einer „Sicherheitsreserve“ besteht lediglich in Zusammenhang mit Katastrophenfällen. Ungeachtet der Ursache eines längeren Ausfalls einer Hochquellenleitung oder beider Hochquellenleitungen besteht das Risiko, dass der Zugriff auf das Lobauer Grundwasser in solchen Fällen aufgrund von Donauhochwasser oder niedrigen Donaupegeln gar nicht möglich oder wesentlich beschränkt sein könnte. Dasselbe gilt in Hinblick auf die Nutzbarkeit der nur mit Desinfektionsanlagen ausgerüsteten Grundwasserwerke Nussdorf und Donauinsel-Nord, die trotz der Moosbrunn-Kapazitäten in einer solchen „kritischen Versorgungslage“ unverzichtbar wären. Diesen Risiken hätte mit dem Bau einer Aufbereitungsanlage für das GWW Lobau oder zumindest für Nussdorf und Donauinsel-Nord entgegengewirkt werden können, worauf die Stadt Wien aber bekanntlich bis auf Weiteres verzichtet hat – ein Indiz dafür, dass die Stadt Wien solche Katastrophenszenarien selbst für unrealistisch hält. Dabei wird seitens der Stadt Wien mitunter das Gespenst einer enormen Nuklearkatastrophe (mindestens „Tschernobyl hoch 2“), also einer länger anhaltenden Verseuchung des Wassers aus beiden Hochquellenleitungen durch radioaktive Niederschläge in den Quellgebieten heraufbeschworen. In der Regel wird unterschlagen, dass ein Ausfall beider Hochquellenleitungen selbst mit allen verfügbaren Grundwasserkapazitäten nicht kompensierbar ist und an Rationierungen in einem solchen Szenario kein Weg vorbeiführt.

Insbesondere wird dabei aber unterschlagen, dass bereits 2008 ein früherer Leiter der MA 31 darauf hingewiesen hat, dass sich radioaktive Partikel durch Filtertechniken aus dem Wasser entfernen lassen (<https://www.diepresse.com/413047/vom-regentropfen-bis-zum-zapfhahn>).

Von anderen denkbaren Katastrophen wie Erdbeben oder kriegsbedingten Zerstörungen hört man in diesem Zusammenhang von Wiener Verantwortlichen nichts. Dafür gibt es einen einfachen Grund: Es wäre mit großflächigen Schäden an der innerstädtischen Trinkwasser-Infrastruktur (vom Leitungsnetz bis zu den Wasserspeichern) zu rechnen, gegen die man auch mit „Sicherheitsreserven“ nichts ausrichten kann.

Was ist zu tun?

Gibt es eine **konservierend-renaturierende Zukunft** für das geschundene – und trotzdem stellenweise noch immer höchstwertige, berührend schöne und artenreiche – **Naturjuwel** Wiens und Niederösterreichs? Ja! Dieses Ziel kann durch die Wiederherstellung des autotypischen Wasserhaushalts erreicht werden.

Dringend notwendige Maßnahmen sind

- 1) **Direkte Anbindung** der Unteren Lobau an die Donau, wie es bereits umfassend in mehreren Arbeitsgruppen diskutiert worden ist (vgl. Hein et al. 2023).

Diese Maßnahme sollte mittelfristig geplant werden, um langfristig das Auengebiet zu erhalten.

2) **Flutung** der Unteren Lobau aus der Neuen Donau, unter Nutzung der ehemaligen Auenarme und Gräben, die noch im Boden-Relief dieser Relikt-Auen vorhanden sind (vgl. Hein et al. 2023).

Dieser Naturversuch sollte baldigst ins Auge gefasst werden, um die verbliebenen Aue kurzfristig zu retten. Wichtigste Auswirkungen und Aussagen der Flutungsversuche wären neben den mechanischen, reliefbildenden Wirkungen die längerfristig biozönotischen Folgen. Natürlich interessiert auch die Grundwasser-Mikrobiologie/Hygiene in der Zeitachse nach Flutung.

3) **eine bestmögliche Anhebung der Donaupegel in der Fließstrecke** unterhalb des Kraftwerks Wien-Freudenau. Die eklatante Eintiefung der Flusssohle konnte inzwischen durch Geschiebezuführung unter der Stufe nahezu gestoppt werden. Der mit der erfolgten Sohleneintiefung einhergehende Senkung des Donaupegels ist durch Maßnahmen zur Hebung des Pegels entgegenzuwirken (vgl. Habersack 2023; Mühlbauer & Zauner 2023). Die technischen Möglichkeiten dazu sollten unmittelbar in einer Fachdiskussion von Wasserbauern, Naturschutzexperten und Ökologen in Angriff genommen werden.

Derzeit verhindert die MA31 unter Berufung auf die Funktionalität der Brunnen und des Grundwasserwerks Lobau das Experiment Naturversuch ebenso wie die Anbindung an die Donau.

Prinzipiell wären die Lobau-Brunnen für die Wiener Trinkwasserversorgung verzichtbar – umso mehr als die Stadtverwaltung auf die dafür gedachte Trinkwasser-Aufbereitung verzichtete – nämlich das aufwendige Projekt Kleehäufel. Dementsprechend ist das Lobau-Grundwasser **nicht einmal als Notfallreserve** verlässlich, da es sowohl bei zu hohen wie zu niedrigen Donauflusspegeln nicht direkt verwendbar ist – sondern eben nur mit entsprechender, derzeit nicht existenter Aufbereitung.

Aus jahrzehntelangen Problemen etlicher Lobaubrunnen – wechselhafte Verfügbarkeit, Adaptierungskosten und immer wieder Qualitäts- und Hygieneprobleme samt landwirtschaftsstörenden Eingriffen und Behinderung eigentlicher Nationalparkziele – folgt die Notwendigkeit klarer Prioritäten: Wiederherstellung autotypischer Wasserverhältnisse der Lobau in Wien und Niederösterreich, statt ihres beobachtbaren Vorkommens zur „Trockenbuschgesellschaft“.

Literatur

- BMLFUW (2004) Bescheid des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft vom 22. März 2004: Erteilung einer wasserrechtlichen Bewilligung für die Errichtung und den Betrieb einer Wasseraufbereitungsanlage. S. 131
- Christ M (2017) Zeitzeugenbericht von Norbert Sendor (geb. 1936). In: Zum Gedenken: das Gäns-
haufenwasser. <https://www.lobaumuseum.wien/cms/andenken-an-das-gaenshaufenwasser/> (Abgerufen am 11.2.2023)
- Derx J, Komma J, Reiner P, Vierheilig J, Savio D, Sommer R, Kirschner A K T, Frick C, Linke R, Farnleitner A H, Blaschke A P (2021) Using hydrodynamic and hydraulic modelling to study microbiological water quality issues at a backwater area of the Danube to support decision-making. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 73:482–489. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00506-021-00797-7>
- Gemeinde Wien (2005) 2. Wiener Umweltbericht 2003/2004, Abschnitt Trinkwasser. <https://doczz.com.br/doc/911780/trinkwasser>
- Gemeinde Wien (2006) 3. Wiener Umweltbericht 2004/2005, Kapitel 04 „Kreislauf Wasser“, <https://www.digital.wienbibliothek.at/wbrup/download/pdf/2236950?originalFilename=true>

- Gemeinde Wien (2015) Endbericht „Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Magistratsabteilung 45 Wiener Gewässer, Juni 2015 S. 7
- Habersack H, Haimann M, Liedermann Marcel G. (2023) Sedimentdynamik und Flussmorphologie als Grundvoraussetzung für Auenökosysteme: Entwicklung, Stand und Perspektiven. *Acta ZooBot Austria* 159, 183–186
- Haidvogel G (2023) The history of the Lobau in the 19th and 20th century: Land use change, diversification of human uses and long-term conflicts between conservation and utilization. *Acta ZooBot Austria* 159, 5–19
- Hein T, Blaschke A P, Haidvogel G, Hohensinner S, Kucera-Hirzinger V, Preiner S, Reiter K, Schuh B, Weigelhofer G, Zsuffa I (2006) Optimised management strategies for the Biosphere reserve Lobau, Austria- based on a multi criteria decision support system. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*, 6, 25–36
- Hein T, Schwarz U, Habersack H, Nichersu I, Preiner S, Willby N, Weigelhofer G (2016) Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. *Science of the Total Environment* 543, 778–790 DOI: doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.073
- Hein T, Bondar-Kunze E, Feldbacher E, Funk A, Graf W, Griebler C, Haidvogel G, Hohensinner S, Weigelhofer G (2023) Development perspectives on aquatic ecology and management options for the Lower Lobau. *Acta ZooBot Austria* 159, 67–86
- Magistrat der Stadt Wien (1970) Jahrbuch der Stadt Wien 1969. Wasserwerke S. 210
- Mühlbauer M, Zauner G (2023) Revitalisierung von Neben- und Altarmstrukturen an großen Fließgewässern – Ökologische Ziele, Planungsrahmenbedingungen, Methoden und Beispiele. *Acta ZooBot Austria* 159, 87–107
- Nationalparkplanung Donau-Auen Endbericht (1995) Zitat von Roland Leiner (MA 31) aus dem Expertengespräch „Donau-Grundwasser-Trinkwasser“ der Nationalparkplanung Donau-Auen am 2.6.1992, S. 108
- Pölz E, Funk A, Reckendorfer W, Teufel B, Hein T (2014) Welche Rolle können Dotationsmaßnahmen für die Gewässerentwicklung und die hydromorphologische Charakteristik am Beispiel einer urbanen Aue spielen? Auenökologischer Workshop, APR 3-4, 2014, Elbterrassen zu Braubach (Deutscher-See), Deutschland
- Preiner S, Weigelhofer G, Funk A, Hohensinner S, Reckendorfer W, Schiemer F, Hein T (2018) Danube Floodplain Lobau. In: Schmutz S, Sendzimir J (Eds.) *Riverine Ecosystem Management Science for Governing Towards a Sustainable Future*. *Aquatic Ecology Series* 8, 491–506
- Preiner S, Weigelhofer G, Funk A, Hohensinner S, Reckendorfer W, Schiemer F, Hein T (2018) Danube Floodplain Lobau. In: Schmutz S, Sendzimir J (Eds.) *Riverine Ecosystem Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future*, 491–506. *Aquatic Ecology Series*, vol 8. Springer
- Pusz M (2009) Die Entwicklung der anthropogenen Nutzungen im Wiener Anteil am Nationalpark Donauauen, der Lobau, zwischen 1826 und 2006. Diplomarbeit Universität für Bodenkultur, Wien, 116p.
- Reckendorfer W, Böttiger M, Funk A, Hein T (2013a) Die Entwicklung der Donau-Auen bei Wien – Ursachen, Auswirkungen und naturschutzfachliche Folgen. 44. Jahrestreffen des Arbeitskreises Hydrologie 2012, Lunz am See, Austria, 15.11.2012-17.11.2012
- Reckendorfer W, Funk A, Gschöpf C, Hein T, Schiemer F (2013b) Aquatic ecosystem functions of an isolated floodplain and their implications for flood retention and management. *Journal of Applied Ecology* 2013, 50, 119–128. doi: 10.1111/1365-2664.12029
- Schiemer F (1995) Revitalisierungsmaßnahmen für Augewässer – Möglichkeiten und Grenzen. *Archiv für Hydrobiologie. Suppl.* 101, Large Rivers. 383–398
- Zuckerstätter-Semela R (2019) Ergebnisprotokoll – Besprechung betreffend Dotierung der Lobau zwischen Stadtgemeinde Groß-Enzersdorf und Magistrat der Stadt Wien am 11.6.2019

Eingelangt: 2022 09 12

Anschriften:

Bernd Lötsch, E-Mail: lotsch@gmx.at, Naturhistorisches Museum Wien, Burgring 7, A-1010 Wien. Österreich.

Robert Poth, E-Mail: rpoth@chello.at, Wien, Österreich.

Extended Abstract

Auenrehabilitierung: Konflikte zwischen EU-Richtlinien

Gabriele Weigelhofer, Eva Feldbacher, Daniel Trauner, Eva Pölz,
Thomas Hein, Andrea Funk

Problembeschreibung

Für die Rehabilitierung und/oder die Konservierung von Flussauensystemen werden in der Regel zwei EU-Richtlinien herangezogen:

1. Die **EU Wasserrahmenrichtlinie (EU WRR)** zielt auf die Rehabilitation des guten ökologischen Zustands von Flusssystemen unter Berücksichtigung verschiedener Organismengruppen, insbesondere von Fischen und Makroinvertebraten. Die Bewertung orientiert sich an dem ursprünglichen Zustand vor dem Eingriff der Menschen.
2. Die **Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (FFH)** zielt auf den Schutz von einzelnen Arten und Habitaten innerhalb einer Natura 2000 Region hin. Das kann in Flussauen auch Arten betreffen, die sich erst durch den Eingriff der Menschen etablieren und ausbreiten konnten. Das Ziel der FFH Richtlinie ist die Erhaltung der Biodiversität.

Da die beiden Richtlinien unterschiedliche Zielsetzungen haben, ist eine einheitliche Vorgehensweise für Auenrestaurierung notwendig, die die Ansätze der beiden Richtlinien gleichermaßen berücksichtigt. Am Beispiel der Unteren Lobau wurde ein derartiger Ansatz entwickelt (Weigelhofer et al. 2020). Dazu wurden folgende drei Entwicklungsszenarien für die Unter Lobau modelliert: (1) die **Nullvariante**, bei der sich das Gebiet ohne Maßnahmen weiter in Richtung zunehmender Verlandung entwickelt; (2) eine mengenmäßig begrenzte **Dotation**, die zu einer kontrollierten Anhebung der Wasserstände und einer leichten Durchströmung führt und in erster Linie den Ist-Zustand erhalten bzw. leicht verbessern soll; (3) eine **Partielle Anbindung an die Donau** mit wechselnden, stärker strömenden Bedingungen im Hauptarm, die die Etablierung von rheophilen Arten ermöglichen soll.

Die FFH-Bewertung

Für die FFH-Bewertung wurden 41 geschützte FFH-Arten herangezogen. Für Arten mit ausreichender Datenlage wurden prognostische **Habitatmodelle** erstellt und die potentiell verfügbaren Flächen bei den verschiedenen Szenarien berechnet. In einem zweiten Schritt wurde die Veränderung des Erhaltungszustands der Unteren Lobau für die verschiedenen Szenarien pro Art geschätzt. Für den Vergleich der Richtlinien wurden die Bewertungen der einzelnen Gruppen gewichtet (4 für Amphibien, Reptilien und Fische und 1 für Wasservögel aufgrund ihrer breiteren flächigen Verteilung).

Die Ergebnisse dieser Bewertung zeigen, dass rheophile Fische, wie die Barbe (*Barbus barbus*), der Rapfen (*Aspius aspius*) und der Donau-Weißflossen-Gründling (*Romanogobio vladykovi*), von einer Anbindung (Szenario 3) profitieren würden. Für Amphibien sind sowohl bei der Dotation als auch bei der Anbindung neue Habitate zu erwarten. Bei Wasservögeln entstehen Konflikte zwischen jenen Arten, die isolierte pflanzenreiche Gewässer bevorzugen, welche die größten potentiellen Habitatflächen bei der Nullvariante aufweisen (z.B.

die Zwergdommel, *Ixobrychus minutus*), und jenen Arten, die in dynamischen Flussarmen brüten und von einer Anbindung profitieren würden (z.B. der Drosselrohrsänger *Acrocephalus arundinaceus*, Flusssuferläufer *Actitis hypoleucos*, Eisvogel *Alcedo atthis*).

Der Auen-Habitat Index zur Bewertung nach WRRL

Als Ersatz für eine fehlende offizielle WRRL Bewertung von Auen wurde der **Auen-Habitat-Index** herangezogen (Chovanec & Waringer 2001). Der AHI orientiert sich an der ursprünglichen Verteilung der Auenhabitate (von durchflossen bis isoliert), wobei das Vorhandensein von Arten mit bestimmten Habitatansprüchen in die Bewertung einfließen (in Summe 204 Arten aus den Gruppen Fische, Amphibien, Köcherfliegen, Libellen, Mollusken und weitere Invertebraten). Für die Bewertung der Unteren Lobau wurde die Anwesenheit der Arten (Libellen, Fische, Amphibien, Reptilien und Makroinvertebraten) anhand ihrer Habitatpräferenzen („**Ecological envelope**“ Modelle) und der prognostizierten Umweltbedingungen (z.B. Strömung, Wassertiefe, Sonneneinstrahlung) für die verschiedenen Szenarien modelliert.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Untere Lobau nur bei der Anbindung dem ursprünglichen Zustand ein wenig annähert. Sowohl die Nullvariante als auch die Dotation zeigen einen Zustand, der von den historischen Bedingungen weit abweicht.

Die Kombination der EU-Richtlinien

Für jede der beiden Bewertungsmethoden wurden Punkte für die Szenarien vergeben, je nachdem ob die Ziele der Richtlinien erreicht wurden (d. h. der gute ökologischer Zustand für die EU WRRL gemäß dem AHI und der gute Erhaltungszustand für die FFH Richtlinie). Zudem wurde berücksichtigt, ob eine weitere Verbesserung oder Verschlechterung

Tab. 1: Bewertung der Szenarien nach WRR und FFH-Richtlinie. Modifiziert nach Weigelhofer et al. (2020).

Scenario	Richtlinie	Ziel erreicht	Wahrscheinliche Entwicklung	Punkte
Nullvariante	WRR	Nein	Keine Veränderung/geringe Verschlechterung: weiterer Verlust von Wasserflächen sehr wahrscheinlich, Verteilung der Lebensraumtypen jedoch nicht beeinträchtigt	4(–5)
	FFH	Nein	Keine Veränderung/leichte Verschlechterung: Verlust von Lebensräumen für Reptilien und Amphibien, aber keine Veränderungen für Fische und Wasservögel	4,1
Dotation	WRR	Nein	Keine Veränderung/geringfügige Verbesserung: die Erhöhung der Wasserführung wird die bestehenden Lebensräume erhalten; kurze Fließstrecken (H1) können die Besiedlung durch rheophiles Makrozoobenthos fördern	3(–4)
	FFH	Teilweise	Verbesserung für bestehende Arten: Durch den Anstieg des Wasserspiegels werden neue Lebensräume für Amphibien und Reptilien geschaffen und eurytope Fische und Wasservögel gefördert	1,9
Anbindung	WRR	Teilweise	Verbesserung der Situation: Etablierung von H1-Habitaten für rheophile Arten, aber nicht für stark rheophile Donaufische; H1 ist im Vergleich zum historischen Referenzzustand noch unterrepräsentiert	2
	FFH	Teilweise	Verbesserung für bestehende Arten: Förderung von Fischen und Wasservögeln, Schaffung von neuen Amphibienlebensräumen	1,7

prognostiziert wurde. Die Punkte reichten von 1 (Ziele zur Gänze erreicht und Verbesserung möglich) bis zu 5 (Ziele verfehlt, weitere Verschlechterung erwartet). Für die Kombination wurden beide Richtlinien gleichwertig behandelt (Tab. 1).

Die kombinierte Bewertung ergab, dass die Nullvariante aufgrund des prognostizierten weiteren Verlustes an Wasserflächen als die schlechteste bewertet wurde. Die WRRL zeigte eine klare Präferenz für die Anbindung, bei der FFH-Richtlinie wurden Anbindung und Dotation ähnlich bewertet. Nicht in die Bewertung einbezogen wurden Kompensationsmaßnahmen bei der Anbindung, die eventuelle Verluste von kleinen isolierten Wasserkörpern durch geeignete Eingriffe ausgleichen können (z.B. Neuschaffung von nicht durchflossenen Auentümpeln). Derartige Kompensationsmaßnahmen können allerdings nur bei ausreichend vorhandenen Wassermassen gesetzt werden.

Dank

Die Studie wurde von der EU (European Regional Development Fund), der MA45 der Stadt Wien (323A/2010/043) und dem BMK finanziert und vom Nationalpark Donauauen unterstützt.

Weigelhofer G, Feldbacher E, Trauner D, Pölz E, Hein T, Funk A (2023) Floodplain restoration: Conflicts between EU Directives.

Problem definition

Currently, two EU Directives are used for setting targets for floodplain restoration:

1. The EU Water Framework Directive (**WFD**) aims at restoring the good ecological state of river-floodplain systems, focusing on fish, macrophytes/algae, and macro-invertebrates and using the historical state as reference.
2. The Fauna-Flora-Habitat-Directive (**FFH**) aims at the protection of individual species and habitats and the conservation of the biodiversity in Natura 2000 regions, independent of whether these species represent the pristine situation or the degraded state.

Holistic floodplain restoration approaches need to combine both Directives in a meaningful way to find the best compromise solution between conservation and restoration. This is particularly relevant for floodplains where restoration measures are restricted such as in urban areas. We developed such a holistic approach for the urban Lower Lobau floodplain (Weigelhofer et al. 2020) and tested it for three different future hydrological scenarios: (1) a zero-measure scenario, in which the floodplain is exposed to further terrestrialization and loss of water bodies; (2) a restricted water enhancement scheme, which leads to increases of the surface and subsurface water levels and mainly conserves the status quo; (3) a partial re-connection with the Danube to establish flowing conditions in the main side arm and facilitate the migration of rheophilic species.

Results of the FFH evaluation

In total, we used 41 protected species for the evaluation. Habitat preference models were developed to calculate the potentially available area for colonization under each scenario. For the comparison with the WFD, the different organismic groups were weighted (4 for amphibians, reptiles, and fish, and 1 for water birds). The results showed that rheophilic

fish, such as *Barbus barbus*, *Aspius aspius*, and *Romanogobio vladykovi* will profit from a re-connection. New habitats for amphibia will be established in both the water enhancement scheme and the re-connection scenarios. Regarding water birds, we observed conflicts between those species, which prefer isolated, plant-rich water bodies and thus gain from the zero-measure scenario (e.g. *Ixobrychus minutus*), and those which breed in dynamic side arms and profit from a re-connection (*Acrocephalus arundinaceus*, *Actitis hypoleucos*, *Alcedo atthis*).

Results of the Floodplain-Habitat Index as evaluation of the ecological state according to the WFD

We used the Floodplain-Habitat-Index (Chovanec & Waringer 2001) to evaluate the ecological state of the floodplain water bodies according to the WFD. The FHI is based on the original distribution of floodplain habitats in the pristine (historical) floodplain (ranging from flowing to isolated water bodies) and the presence or absence of species with specific habitat preferences. For the evaluation of the different scenarios, we developed Ecological Envelope Models, which presented the habitat preferences of a total of 204 species (fish, amphibia, Trichoptera, Odonata, molluscs, and other invertebrates). The parameters used in the models included water velocity, water depth, and solar radiation, amongst others. The results showed that only the re-connection scenario has the potential to shift the conditions in the Lower Lobau slightly towards pristine conditions. Interestingly, the zero-measure scenario and the water enhancement scheme scored equally low in the evaluation.

Comparison of the two evaluation schemes

Points were awarded for each scenario depending on whether the aims of the respective directive were reached (i.e., the good ecological status according to the WFD/AHI or the good conservation status according to FFH). Furthermore, we considered further improvements beyond the aim of the directives or further deteriorations of the status quo. Thus, points reached from 1 (aim reached and further improvement possible) to 5 (aim not reached, further deterioration possible). The two scores of the two assessments were weighted equally (Tab. 1).

Table 1: Scores of the assessments (modified after Weigelhofer et al. (2020)).

Scenario	Directive	Aim reached	Predicted development	Score
Zero-measure	WFD	No	No change in the distribution of water bodies	4(–5)
	FFH	No	Further deterioration through loss of water body areas and habitats for reptiles and amphibia	4
Water enhancement	WFD	No	No general change but establishment of localized flowing sections in narrow passages of the main side arm as potential habitats for rheophilic macro-invertebrates	3(–4)
	FFH	partial	Water level increases result in new habitats for amphibia, reptiles, eurytopic fish, and water birds	1.9
Reconnection	WFD	partial	Establishment of lotic habitats for rheophilic species except strongly rheophilic Danube fish; however, lotic habitats still highly underrepresented compared to reference state	2
	FFH	partial	Improvements for all existing species	1.7

The combined approach showed that the zero-measure scenario will lead to further losses of aquatic habitats for all species. Regarding the establishment of lotic habitats according to the WFD aims, the reconnection scenario scored best, while the reconnection scenario and the water enhancement scheme scored equally high for conserving the current state and existing fauna according to the FFH Directive. We did not consider compensation measures for potential losses of small isolated water bodies in our assessment (such as e.g. the creation of new habitats), which may occur in the case of increased water levels and hydrological connectivity in the floodplain. Such compensation measures would improve the situation in any of the hydrological scenarios further but not in the zero-measure scenario due to the already existing water deficits.

Acknowledgments

The study was funded by the EU (European Regional Development Fund), MA45 of the city of Vienna (323A/2010/043), and the ministry of environment, and supported by the Donau-Auen National Park.

Literatur

- 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
- Weigelhofer G, Feldbacher E, Trauner D, Pölz E, Hein T, Funk A (2020) Integrating conflicting goals of the EC Water Framework Directive and the EC Habitats Directives into floodplain restoration schemes. *Frontiers in Environmental Science*, 225. DOI: doi: 10.3389/fenvs.2020.538139

Eingelangt: 2023 03 07

Anschriften:

Gabriele Weigelhofer, E-Mail: gabriele.weigelhofer@boku.ac.at (Corresponding author)
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur,
Gregor Mendel Straße 33, A-1180 Wien; WasserCluster Lunz, Dr.-Carl-Kupelwieser-
Promenade 5, A-3293 Lunz am See.

Eva Feldbacher, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement,
Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien.

Daniel Trauner, Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien.

Eva Pölz, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement,
Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien.

Thomas Hein, Universität für Bodenkultur, Gregor Mendel Straße 33, A-1180 Wien;
WasserCluster Lunz, Dr.-Carl-Kupelwieser-Promenade 5, A-3293 Lunz am See.

Andrea Funk, WasserCluster Lunz, Dr. Carl Kupelwieser-Promenade 5, A-3293 Lunz
am See; Christian Doppler, Laboratory for Meta Ecosystem Dynamics in Riverine
Landscapes, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, Universität
für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien.

Extended Abstract

Sedimentdynamik und Flussmorphologie als Grundvoraussetzung für Auenökosysteme: Entwicklung, Stand und Perspektiven

Helmut Habersack, Marlene Haimann, Marcel G. Liedermann

Der Sedimenttransport ist ein wesentliches Element eines jeden Flusssystems. Er wirkt sich auf eine Vielzahl von natürlichen Prozessen sowie anthropogene Nutzungen aus, die direkt oder indirekt mit dem Fluss verbunden sind. Dazu gehören in erster Linie Wasserkraftnutzung, Binnenschifffahrt, Landwirtschaft, Hochwasserschutz, Wasserversorgung, aber auch eine Vielzahl ökologischer Funktionen, durch die Lebensräume, die der Fluss für Tiere und Pflanzen bietet. Gerade die anthropogenen Nutzungen haben aber insbesondere seit Ende des 19. Jahrhunderts zu erheblichen Änderungen des Sedimentregimes und der morphologischen Prozesse geführt. In mehreren laufenden und kürzlich abgeschlossenen internationalen Projekten werden Daten gesammelt und numerische sowie physikalische Modellierungen durchgeführt, um das Prozessverständnis über den Sedimenttransport in großen Flüssen wie der Donau zu verbessern. Diese Daten sind eine wichtige Grundlage, um die treibenden Kräfte hinter den Veränderungen im Sedimentregime zu identifizieren und Maßnahmen für ein nachhaltigeres Sedimentmanagement zu prüfen und zu entwickeln. Diese treibenden Kräfte verursachen Schlüsselbelastungen, die sich stark auf das Sedimentregime auswirken, wie z. B. Querbauwerke, Flussausbau und Unterhaltungsarbeiten. Querbauwerke für die Wasserkraftnutzung und Wasserversorgung, wie Dämme und Wehre, unterbrechen die Sedimentkontinuität in hohem Maße. Uferschutzmaßnahmen und abgeschnittene Seitengerinne sowie Hochwasserschutzdeiche behindern morphologische Umlagerungsprozesse und somit die Erosion und Ablagerung von Sedimenten.

Vor allem an der Oberen und Mittleren Donau wurde durch großräumige Eingriffe die ehemals komplexe Flussmorphologie über weite Strecken zu einem einheitlichen Gerinne umgestaltet. Die Flusslänge wurde um 134 Flusskilometer (rkm) reduziert, was bedeutet, dass die Obere Donau um 11 % und die Mittlere Donau um 4 % verkürzt wurden. Die durchschnittliche Breite des Flusses wurde an der Oberen Donau um 39 % und an der Mittleren Donau um 12 % verringert. Die Ergebnisse des Projekts DanubeSediment zeigen, dass die seitlichen Einschränkungen durch die Flussbegradigung im Fall der unteren Donau weniger stark sind. Hier wurde die Länge geringfügig um etwa 1 % und die durchschnittliche Breite um 4 % verringert.

Durch die weitreichenden Eingriffe hat sich das Sedimentregime im Donaueinzugsgebiet stark verändert: frei fließende Abschnitte tiefen sich aufgrund erhöhter Transportkapazitäten und fehlender Sedimentkontinuität ein, während das verringerte Energiegefälle in den Stauräumen zur Sedimentation führt. Insgesamt sind etwa 729 rkm (29 %) der Donau von Erosion und 857 rkm (34 %) von Sedimentation geprägt. In der Unteren Donau weisen 670 rkm (27 %) einen Erosionstrend auf, aber ein Mangel an Daten erschwert hier eine detaillierte Analyse; z. B. gibt es lokale relative Sedimentation in Abschnitten, die eine allgemeine Erosion des Flussbettes aufweisen. Insgesamt weisen etwa 56 % der Flusslänge, einschließlich der Abschnitte ohne ausreichende Daten für eine detaillierte Analyse, Erosionstendenzen auf. Auf 241 rkm (10 %) der Donau herrscht ein dynamisches Gleichgewicht oder es treten keine signifikanten Veränderungen auf, 34 % der Strecke sind durch Staustufen gekennzeichnet und weisen eine Anlandungstendenz auf.

Aus ökologischer Sicht verhindert die Unterbrechung der Flusskontinuität den Geschiebetransport, was zu einem Mangel an jenen Sedimenten führt, die das Flussbett formen. Zudem übersteigt in einigen Flussabschnitten die Baggermenge die Sedimentzufuhr von flussaufwärts. Die Ergebnisse des DanubeSediment-Projekts zeigen deutlich die Auswirkungen des anthropogen veränderten Sedimentregimes von der oberen

Donau bis zum Donaudelta. Der gesamte Eintrag von Schwebstoffen in das Donaudelta bzw. das Schwarze Meer ist um mehr als 60 % zurückgegangen, von ehemals etwa 60 Mio. t/Jahr bzw. 40 Mio. t/Jahr auf heute etwa 20 Mio. t/Jahr bzw. 15 Mio. t/Jahr. Die im Rahmen des Projekts DanubeSediment gesammelten Daten machen aber auch deutlich, dass die Datenbasis derzeit zu unvollständig ist, um eine Sedimentbilanz für die gesamte Donau erstellen zu können. Dennoch zeigen die oben genannten Zahlen, dass die Sedimentbilanz erheblich gestört ist, und sie unterstreichen einen Handlungsbedarf. Das DanubeSediment-Projekt zeigt eindeutig, dass Sedimente ein bedeutendes wasserwirtschaftliches Problem (Significant Water Management Issue – SWMI) darstellen. Gemäß dem Beschluss der Delegationsleiter der IKSD wurde die Veränderung des Sedimenthaushalts als neuer Unterpunkt unter dem bestehenden SWMI „Hydromorphologische Veränderungen“ im dritten Bewirtschaftungsplan für das Einzugsgebiet der Donau ausgewiesen. Zusätzlich sollten Sedimente bzw. Sedimentmanagement ein integraler Bestandteil der nationalen Flussgebiets- und Hochwasserrisikomanagementpläne sein. Somit wurde im Rahmen dieses Projekts eine wichtige Datengrundlage für nationales und internationales Flussgebietsmanagement geschaffen.

Sedimentbezogene Probleme gibt es auch auf der operativen Managementebene an stark anthropogen beeinflussten Fließgewässern. Auf lange Phasen der Sedimentation, primär in Stauräumen, folgen starke Erosionen im Hochwasserfall, durch die speziell insbesondere Feinsedimente in großen Kubaturen remobilisiert werden und durch Ablagerungen im Vorland zu ökonomischen und ökologischen Problemen führen können. In einigen Abschnitten der Donau wird durch Baggerungen mehr Material entnommen, als durch Sedimenttransport eingetragen wird. Dies führt zusätzlich zu einer Verschärfung der Eintiefungstendenz, die durch das gestörte Sedimentkontinuum häufig zu finden ist. Das hat gravierende Auswirkungen auf das Ökosystem, beginnend bei den angrenzenden Auenlandschaften bis hin zur Küstenerosion, die aufgrund der fehlenden Küsten-Morphodynamik einsetzt. Derzeit werden an der mittleren und der unteren Donau deshalb keine kommerziellen Baggerungen mehr vorgenommen. Zur Hintanhaltung der Erosion in der freien Fließstrecke der Donau östlich von Wien wird seit Inbetriebnahme des Wasserkraftwerkes Freudenu Sediment zur Kompensation zugegeben. Jüngst wurde das jährliche Zugabevolumen auf 235.000m³/a erhöht. Da dennoch eine verringerte, aber kontinuierliche Eintiefungstendenz besteht, werden von viadonau im Rahmen des integrativen Maßnahmenkatalogs Flussbaumaßnahmen umgesetzt, die im gesamten Donauabschnitt zwischen dem Kraftwerk Freudenu und der österreichisch-slowakischen Grenze der Sohleintiefung nachhaltig entgegenwirken. Die Projekte umfassen umfangreiche Renaturierungen, haben aber auch das Ziel, für zuverlässige Fahrwasserbedingungen in der Wasserstraße zu sorgen. Im Rahmen von integrativen Planungsprozessen wird versucht, durch Interdisziplinarität und das partnerschaftliche Erarbeiten von Lösungen, ein Optimum für Wasserbau, Schifffahrt und Ökologie zu erreichen. Aktuell hervorzuheben sind das Geschiebemanagement zur Stabilisierung der Wasserspiegellagen, die Wiederanbindung des Spittelauer Arms und des Nebenarmsystems Haslau-Regelsbrunn (Dynamic LIFE Lines Danube) sowie die Revitalisierung der Fischamündung. Die Planung und auch die Umsetzung der Projekte wird durch ein umfangreiches Monitoringprogramm begleitet, durch das die Maßnahmen evaluiert und optimiert werden können. So konnte in der jüngeren Vergangenheit durch die Verwendung von besenderten Tracersteinen das Ausmaß der Wirksamkeit der Zugabe von größerem Sediment analysiert und adaptiert werden. Durch den Einsatz von hydrodynamisch numerischen Modellen konnten innovative Bühnenformen bzw. -konfigurationen optimiert werden, sodass sie die Eintiefungstendenz im Nahbereich minimieren aber dennoch zu keiner ungewollt starken Auflandung im Bereich der Schifffahrtsrinne führen.

Durch die Umsetzung der Projekte im Rahmen des Maßnahmenkataloges von viadonau konnte in den letzten Jahren eine deutliche Verbesserung in Bezug auf das Geschiebedefizit erreicht werden. Die Maßnahmen haben aber insbesondere durch die bessere Vernetzung mit der Auenlandschaft und einer Rheophilisierung wichtiger Habitate zu einer deutlichen Verbesserung der ökologischen Situation geführt und gleichzeitig die Randbedingungen für die Schifffahrt verbessert. Eine Umsetzung von „win-win nature based solutions“ ist demnach im Falle der Donau östlich von Wien auf einem guten Weg und für andere Flusssysteme anzustreben. Ein verbessertes Prozessverständnis spielt dabei eine unerlässliche Rolle, um innovative Maßnahmen ziel-

gerichtet im jeweiligen Kontext erarbeiten zu können. Auch die Inklusion aller Stakeholder, aller betroffenen Parteien – bis hin zur interessierten Öffentlichkeit – hat sich bei dieser Art von Projekten bewährt und sollte auch bei ähnlichen Umsetzungen Anwendung finden.

Habersack H, Haimann M, Liedermann M G (2023) Sediment dynamics and river morphology as a prerequisite for floodplain ecosystems: development, status and perspectives.

Sediment transport is an essential element of any river system. It affects a variety of sectors that are directly or indirectly related to the river. These include hydropower utilization, inland navigation, agriculture, flood protection, water supply and also the habitats that the river provides for animals and plants. Several ongoing and recently completed international projects collect data and perform numerical as well as physical modelling to improve the knowledge of the sediment transport for example in the Danube River. These data are an important basis to identify the driving forces behind changes in sediment regime and to investigate and develop measures for a more sustainable sediment management. These drivers cause key pressures that strongly impact the sediment regime, such as transversal structures, river training and maintenance works. Transversal structures for hydropower use and water supply, like dams and weirs, interrupt the sediment continuity to a large extent. Bank protection measures and cut-off side channels as well as flood protection dykes hinder the lateral exchange of sediments. Especially in the Upper and Middle Danube, large-scale engineering transformed the formerly complex river morphology to a uniform channel over large stretches. The river length was reduced by 134 river kilometres (rkm), which means the Upper Danube was shortened by 11 % and the Middle Danube by 4 %. The average width of the river was reduced by 39 % in the Upper and by 12 % in the Middle Danube. The results of the project DanubeSediment show, that the lateral restrictions due to river training are less severe in the case of the Lower Danube River. Here, the length was marginally reduced by around 1 % and the average width by 4 %.

Consequently, the sediment regime in the Danube River Basin has severely changed: free-flowing sections are prone to erosion due to higher transport capacities and a lack of sediment continuity, while the reduced energy slope in the impoundments leads to sedimentation. In total, about 729 rkm (29 %) of the Danube River are dominated by erosion and 857 rkm (34 %) by sedimentation. In the Lower Danube, 670 rkm (27 %) show an erosional trend, but a lack of data hinders a detailed analysis, for example local relative sedimentation exists in stretches showing general riverbed erosion. Thus, about 56 % of the river length, including reaches without sufficient data for a detailed analysis, are facing erosional tendencies. Along 241 rkm (10 %) of the Danube River, a dynamic balance prevails, or no significant changes occur.

The interruption of river continuity prevents bedload transport, which leads to a lack of those sediments that shape the riverbed. Additionally, in some river stretches, the dredging amounts exceeded the sediment supply from upstream. The results of the DanubeSediment project clearly show the effects of sediment alterations from the Upper Danube through to the Danube Delta. The total suspended sediment input to the Danube Delta and the Black Sea decreased by more than 60 %, from former amounts of about 60 Mt/yr and 40 Mt/yr to approximately 20 Mt/yr and 15 Mt/yr nowadays. The data collected within the project DanubeSediment highlight, that at the moment the data base is too incomplete to be able to set up a sediment balance for the whole Danube River. Nevertheless, the numbers above show that the sediment balance is disturbed, and they underline the need for action. The DanubeSediment project concluded that sediments are a Significant Water Management Issue (SWMI). According to the resolution of the ICPDR Heads of Delegations, the sediment balance alteration has been identified as a new sub-item under the existing SWMI "Hydromorphological alterations" in the 3rd Danube River Basin Management Plan. Additionally, sediments, respectively sediment management, should be an integral part of the National River Basin and the Flood Risk Management Plans.

There are also problems in the operational management of the strongly anthropogenically influenced watercourses. Long phases of sedimentation – primarily in reservoirs – are followed by severe erosion during floods, which remobilizes especially fine sediments in large cubic volumes and thus leads to problems. In some sections of the Dan-

ube, dredging exceeds sediment input in terms of sediment volume. This additionally leads to an aggravation of the incision tendency, which is often found due to the disturbed sediment continuum. This has serious impacts on the ecosystem, beginning with the adjacent floodplain landscapes and ending with coastal erosion that begins due to the lack of coastal morphodynamics. Currently, commercial dredging has already been stopped on the middle and lower Danube. In the free-flowing section of the Danube east of Vienna, sediment has already been added for compensation since the hydropower plant was commissioned, and recently the annual augmentation volume was increased to 235,000m³/yr. Since even this is not sufficient to compensate for the continuous incision tendency, viadonau is implementing river engineering measures within the framework of the integrative measures catalog, which sustainably counteract the riverbed incision in the entire Danube section between the Freudenau power plant and the Austrian-Slovakian border. The projects include extensive renaturation measures, but also aim to ensure reliable fairway conditions for Danube navigation. In an integrative planning process, optimal solutions for hydraulic engineering, navigation and ecology are developed through interdisciplinarity and the development of solutions in partnership. Current projects include bedload management to stabilize water levels, reconnection of the Spittelau arm and the Haslau-Regelsbrunn tributary system (Dynamic LIFE Lines Danube), and revitalization of the mouth of the Fischa River. The planning and also the implementation of the projects is accompanied by an extensive monitoring program, through which the measures can be evaluated and optimized. In the recent past, for example, the use of transmitting tracer stones has shown the extent of the effectiveness of adding coarser sediment. Through the use of hydrodynamic numerical models, innovative groyne shapes or configurations could be optimized so that they minimize the tendency for incision in the vicinity, but still do not lead to unintentionally strong sedimentation in the area of the navigation channel. Through the implementation of the projects within the scope of the viadonau catalog of measures, a significant improvement with regard to the bedload deficit has been achieved in recent years. However, the measures have led to a significant improvement of the ecological situation, especially due to better connectivity with the floodplain and a rheophilization of important habitats, while at the same time improving the boundary conditions for navigation. An implementation of “win-win nature-based solutions” is therefore well on its way in the case of the Danube east of Vienna and should be aimed at for other river systems. In any case, an improved understanding of processes plays an important role in order to be able to develop innovative measures in a target-oriented manner in the specific context. Also, the inclusion of all stakeholders, all affected parties up to the interested public, has proven to be successful in this kind of projects and should also be applied in similar implementations.

DanubeSediment was co-funded by the European Union funds ERDF and IPA in the frame of the Danube Transnational Programme (Project reference number: DTP-1-1-195-2.1). The overall budget is: 3 558 581.62 Euros, whereby the ERDF contributes 2 827 421.16 Euros, and the IPA contributes 197 373.19 Euros.

Keywords: Sediment dynamics, river morphology, floodplain ecosystems, Danube.

Eingelangt: 2023 01 01

Anschriften:

Helmut Habersack, E-Mail: helmut.habersack@boku.ac.at (Corresponding author)

Marlene Haimann, E-Mail: marlene.haimann@boku.ac.at

Marcel G. Liedermann, E-Mail: marcel.liedermann@boku.ac.at

Institut für Wasserbau, Hydraulik und Fließgewässerforschung (IWA),
Universität für Bodenkultur Wien, Am Brigittenauer Sporn 3, A-1200 Wien.

Extended Abstract

Monitoring der Bestandsentwicklung von Orchideen in der Lobau-Heißlände „Fuchshäufel“ im Nationalpark Donau-Auen

Matthias Kropf

Basierend auf dem Begleitmonitoring-Projekt zur Beweidung der Heißlände „Fuchshäufel“ im Wiener Teil des Nationalparks Donau-Auen (Grass et al. 2012) werden seit 2006 nach Möglichkeit alljährlich Dauerbeobachtungsflächen (DBF) hinsichtlich der Bestandsentwicklung von vier Orchideen-Arten untersucht. Anlass für dieses Monitoring war die zunehmende Vergrasung bzw. Verbuschung der Heißlände, dem durch eine Beweidung mit Schafen begegnet werden sollte. Dieses, ursprünglich für die Jahre 2006–2012 parallel zu einer Schaf-Beweidung angelegte Monitoring, sollte vor allem die Reaktion von vier auf dem Fuchshäufel verbreitet vorkommenden Orchideen-Arten dokumentieren. Es sollte dabei ermittelt werden, in welcher Weise die Beweidung die Orchideen-Bestände beeinflusst, wobei die Beweidung i.d.R. erst nach der Blüte und dem Ausreifen der Kapseln durchgeführt wurde. Im Anschluss an dieses Projekt wurde im Rahmen verschiedener Bachelor-, Master- und Projektarbeiten am Institut für Integrative Naturschutzforschung (INF) der BOKU Wien zumindest auf einem Teil der DBF die weitere Entwicklung der Orchideen-Bestände erfasst.

Der Vortrag im Rahmen des „Lobau soll Leben“-Symposiums und die vorliegende Zusammenfassung geben einen Überblick über die verschiedenen Maßnahmen und Monitoring-Aktivitäten. Um die konkreten Bestandsentwicklungen aufzuzeigen, sind weitreichendere Analysen notwendig.

Im zugrunde liegenden Monitoring (Grass et al. 2012) wurden ab 2007 bis 2012 die Bestände des Wanzn-Knabenkrautes (*Orchis* [*Anacamptis*] *coriophora*), des Kleinen Knabenkrautes (*Orchis* [*Anacamptis*] *morio*), des Helm-Knabenkrautes (*Orchis militaris*) sowie des Brand-Knabenkrautes (*Orchis* [*Neotinea*] *ustulata*) dokumentiert. Einerseits wurde angenommen, dass wegen der großen Bekanntheit der arten- und individuenreichen Orchideen-Bestände in der Lobau (vgl. z.B. Schebesta 2007; Kropf et al. 2019, 2021) ein starkes öffentliches Interesse an der Entwicklung dieser Arten im Zusammenhang mit der Beweidung besteht. Andererseits sind die meist seltenen und oft gefährdeten Orchideen generell gute Indikatorarten für den Zustand von Lebensräumen (vgl. Pils 1987; Holzner 2004; Holzner & Kriechbaum 2007; Pennerstorfer et al. 2007; Novak & Kropf 2022) und verdienen daher im Naturschutz besondere Beachtung. Neben den genannten Orchideen wurden von Grass et al. (2012) auch Bestände anderer Arten, wie das Grauscheidige Federgras (*Stipa pennata* s.str. = *St. joannis*), dokumentiert, es wurden Vegetationsaufnahmen erstellt und diese im Projektzeitraum zweimal wiederholt. Für das Monitoring wurden Dauerbeobachtungsquadrate von 1,5 x 1,5 m und 2,0 x 2,0 m Größe sowie 200 qm große Transekte (50 m lang) angelegt. Sie wurden im Gelände mittels Metall-Stiften dauerhaft und wiederauffindbar (Metall-Detektor) verortet. Von diesen DBF wurde nach Grass et al. (2012) nur mehr ein Teil fortgeführt, und die Transektflächen wurden halbiert. Aktuell gibt es 11 Dauerquadrat (DQ) à 2,25 qm, zwei DQ à 4 qm, einen Transekt à 68 qm und drei Transekte à 100 qm, die nach Möglichkeit jedes Jahr im Rahmen verschiedener wissenschaftlicher Projekte untersucht werden (Abb. 1).

Die DBF verteilen sich auf verschiedene Bereiche des Fuchshäufels, die ein unterschiedliches (Mikro-)Relief aufweisen. Das Obere Fuchshäufel ist eine relativ ebene Fläche, die früher zumindest teilweise als Wildacker genutzt wurde (8 DQ, 2 Transekte). Das Untere Fuchshäufel zeigt ein ausgeprägtes Mikro-Relief und ist bereits stärker vergrast und verbuscht (5 DQ, 2 Transekte). Bei der ursprünglichen Anlage der DBF spielten zudem alternative Management-Maßnahmen eine Rolle, so dass gemähte, beweidete und unbearbeitete („brache“) Flächen repräsentiert sein sollten (Grass et al. 2012). Da entspre-

chende Maßnahmen über die Jahre nicht flächenscharf und kontinuierlich umgesetzt wurden, ist eine entsprechende Auswertung nach Management-Maßnahmen und -Intensitäten nicht DBF-spezifisch möglich. Der ursprünglich geplante Maßnahmen-Vergleich – Mahd bzw. Beweidung – spielt daher im aktuellen Monitoring keine Rolle mehr. Bei der Erfassung der Orchideen-Arten wird der Schwerpunkt auf möglichst umfangreiche Daten zu *Orchis* [*Anacamptis*] *coriophora* (Abb. 2) gelegt. Es handelt sich dabei unter den vier untersuchten Orchideen-Arten um diejenige, die in der Roten Liste Österreichs (Schratt-Ehrendorfer et al. 2022) in der höchsten Gefährdungskategorie EN (stark gefährdet) aufscheint. Im benachbarten Deutschland ist es die Orchideen-Art, die in den letzten 70 Jahren, basierend auf Messtischblatt-Quadranten-Vorkommen vor und nach 1950 (Kretschmar & Blatt 2005), landesweit den stärksten Bestandsrückgang aller Orchideen-Arten erfahren hat. Die Vorkommen in der Wiener Lobau sind daher für ganz Mitteleuropa von herausragender Bedeutung (vgl. Schratt-Ehrendorfer et al. 2022). Die Erfassung der vier Orchideen-Arten erfolgt in den DBF i.d.R. in einem Durchgang. In Abhängigkeit von den jeweiligen Witterungsverhältnissen wird idealerweise der Beginn der Zählungen zur Hochblüte von *O. morio* angestrebt. Die Orchideen blühen leicht zeitversetzt, wobei *O. morio* am frühesten und *O. coriophora* am spätesten blüht. Mit dem Überschreiten der Hochblüte von *O. morio* können die dann bereits (auf)blühenden *O. militaris* und *O. ustulata* sehr leicht erfasst werden, ebenso *O. coriophora*-Pflanzen, die zu dieser Zeit noch in Knospe stehen. Der 1–2-wöchige, phänologisch gleichartige Erfassungszeitraum lag im langjährigen Mittel immer innerhalb der ersten drei Mai-Wochen. Die Zählung der Pflanzen erfolgte getrennt nach blühenden bzw. knospenden sowie nach vegetativen Individuen im Blattrosetten-Stadium. Vegetative Individuen können auftreten, wenn sich die Pflanzen (quasi gezwungenermaßen) „eine Blühpause gönnen“, weil im Vorjahr das Blühen und Fruchten sehr viel Energie gekostet hat (z.B. Waite & Farrell 1998 für *O. militaris*). Es kann sich aber auch um junge Individuen handeln, da Orchideen i.d.R. nicht gleich im ersten Lebensjahr blühreif sind (z.B. Wells et al. 1998 für *O. morio*). Waite & Farrell (1998) belegen beispielsweise für *O. militaris*, dass Individuen in der Natur bis zu acht Jahre brauchen, bevor sie das erste Mal zur Blüte kommen. Ein weiteres Phänomen, das es bei der Interpretation der Zählergebnisse zu berücksichtigen gilt, ist die sogenannte vegetative „Dormanz“ adulter Pflanzen-Individuen; so wird die ausbleibende Bildung oberirdischer Pflanzenteile über ein- oder mehrere Jahre bezeichnet. Solche Dormanz-Beobachtungen liegen beispielsweise für *O. militaris* (Farrell 1985; Hutchings et al. 1998; Waite & Farrell 1998; Heinrich 2007; Bernhardt et al. 2009), *O. morio* (Köck 1991) und *O. ustulata* (Tali & Kull 2001; Tali 2002; Tali et al. 2004) vor.

Das Monitoring erfolgte, wie ausgeführt, vor allem begleitend zu den Beweidungsmaßnahmen. Teilweise wurden aber auch andere Maßnahmen angewendet, wie die Mahd von Teilflächen (vor allem am Oberen Fuchshäufel) oder punktuelle Entbuschungsmaßnahmen, wie die Entfernung von Gehölzen (vor allem von Robinien) mit Hilfe von Motorsensen.

Die Beweidung erfolgte im Wesentlichen in drei Phasen:

2003–2005: Beweidung mit 25 Schafen als Pilotphase und Voraussetzung für das eigentliche Beweidungsprojekt.

2006–2011: Beweidung mit 20 Schafen; das eigentliche Beweidungsprojekt mit dem zugehörigen Begleitmonitoring von Grass et al. (2012); das Untere Fuchshäufel wurde in dieser Zeit etwas intensiver beweidet.

Die Beweidung während der zweiten Phase 2006–2011 endete auf dem Fuchshäufel abrupt nach einem (gelegten) Brand. Am 13. Juli 2011 brannten ca. 8,5 ha inkl. der beweideten Flächen (schriftl. Mitt. Alexander Faltejsek, MA 49). Die Schafe konnten glücklicherweise gerettet werden, die Beweidung als Naturschutz-Maßnahme auf dem Fuchshäufel war damit aber zunächst beendet.

2013–2015: Beweidung mit bis zu 80 Schafen sowie ca. 10 Ziegen und zwei Eseln. Die Beweidung war in dieser Zeit sicher am intensivsten, erfolgte aber i.d.R. später im Jahr. Da die Reaktion von Orchideen auf Feuer eine interessante Fragestellung darstellt (vgl. Kropf et al. 2012), führte Margit Seiberl (Institut für Integrative Naturschutzforschung [INF] der BOKU Wien) 2012 ein Minimal-Monitoring durch. Im Jahr 2014 untersuchte Susan El-Heliebi (2015) im Rahmen ihrer Masterarbeit am INF (betreut vom Autor) die Reproduktionsbiologie von *O. coriophora* und nahm gemeinsam mit Margit Seiberl das Orchideen-Monitoring wieder auf, allerdings mit der oben erwähnten Re-

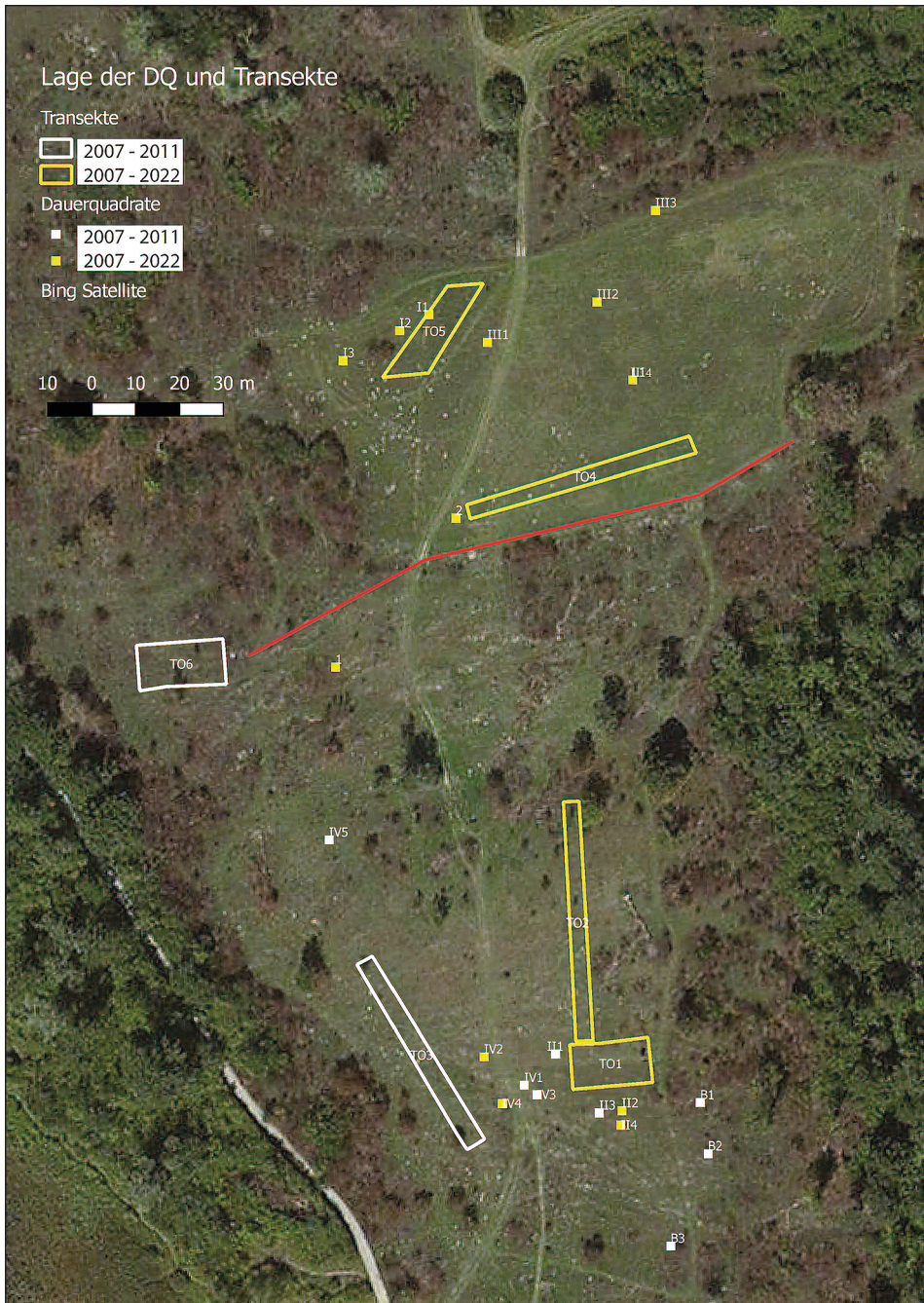


Abb. 1: Die Lage der Untersuchungsflächen am Fuchshäufel. Die rote Linie trennt das Obere Fuchshäufel im Norden gegenüber dem Unteren Fuchshäufel im Süden. – Fig. 1: The location of monitoring sites at Fuchshäufel. The red line separates the Upper Fuchshäufel in the north from the Lower Fuchshäufel in the south.



Abb. 2: *Orchis [Anacamptis] coriophora* Bestand im Oberen Fuchshäufel am 22.05.2014 (Foto: Matthias Kropf). – Fig.2: *Orchis [Anacamptis] coriophora* population in the Upper Fuchshäufel, 22 May 2014 (photo: Matthias Kropf).

duktion der DBF. 2016 wurden die Bestände wieder von Margit Seiberl (INF) erhoben. Ab dem Jahr 2017 versucht der Autor das Orchideen-Monitoring am Fuchshäufel im Rahmen von Bachelorarbeiten im Studium der Agrarwissenschaften der BOKU weiterzuführen. Dazu konnten von 2017–2022 jeweils ein bis drei Studierende gewonnen werden. In Abhängigkeit von der variierenden Anzahl an Bearbeiter:innen wurden die Monitoring-Aufnahmen in unterschiedlicher Intensität (d.h. variable Anzahl der untersuchten Arten und DBF) fortgeführt, wiederum mit dem Schwerpunkt auf *O. coriophora*. Im Corona-Jahr 2020 war das Monitoring im Rahmen von Bachelorarbeiten nicht möglich, so dass für dieses Jahr Zählungen fehlen.

Wir (INF) werden weiterhin versuchen, nach Möglichkeit Zählungen für alle vier Orchideen-Arten auf möglichst vielen der 13 Dauerquadranten und vier Transekten am Fuchshäufel durchzuführen. Auch weiterhin soll der Schwerpunkt auf die naturschutzfachlich besonders wertgebende Art *O. coriophora* gelegt werden. Die langjährigen Zähldaten sollen mit den durchgeführten Maßnahmen, der Feuereinwirkung sowie den Witterungsbedingungen in Beziehung gesetzt werden, um die Populationsentwicklung besser zu verstehen, insbesondere die zum Teil großen Schwankungen der Individuenzahlen.

Zu guter Letzt bleibt zu hoffen, dass von Seiten des Nationalparks Donau-Auen und den befassten Magistratsabteilungen der Stadt Wien (vor allem MA 49, MA 22) weiterhin Maßnahmen ergriffen werden, um die Heißländer und ihre Artenvielfalt zu erhalten. Eine besondere Rolle spielt dabei auch die an Orchideen interessierte Öffentlichkeit, vielfach kenntnisreiche Amateure, die bereits seit vielen Jahren in der Lobau aktiv sind, so beispielsweise als eigen-initiative Zusammenschlüsse der Vereine „Österreichische Orchideenschutz-Netzwerk“ (ÖON; www.orchideenschutz.at) und „Österreichische Gartenbau Gesellschaft, Fachgruppe Orchideen“ (z.B. Schebesta 2007).

Ich danke Monika Kriechbaum (BOKU Wien) für die Durchsicht und Luise Schratt-Ehrendorfer (Universität Wien) für die kritische Begutachtung dieses Extended Abstracts. Margit Seiberl (BOKU Wien) danke ich für die fortwährende Unterstützung beim Monitoring.

Kropf M (2023) Monitoring of the population development of orchids at the “Heißländer Fuchshäufel” (Donau-Auen National Park).

Based on the monitoring project implemented together with sheep grazing at the “Heißländer Fuchshäufel” in the Viennese “Lobau” part of the Donau-Auen National

Park (Grass et al. 2012), monitoring plots were studied since 2006. Population development of four orchid species is monitored, ideally every year. After the end of the initial project, monitoring was performed in the framework of different smaller projects, bachelor, and master theses at the Institute for Integrative Nature Conservation Research of the BOKU, Vienna. Here, the different nature conservation measures as well as monitoring activities during the whole monitoring period are compiled.

After first grazing (2003–2005) with 25 sheep (pilot phase), main sheep grazing (20 sheep) and parallel (vegetation) monitoring was established in 2006/07. Orchid monitoring covered *Orchis [Anacamptis] coriophora*, *Orchis [Anacamptis] morio*, *Orchis militaris*, and *Orchis [Neotinea] ustulata* (Grass et al. 2012), as orchids play a major role in the Lobau in terms of species richness and abundances (e.g. Schebesta 2007; Kropf et al. 2019, 2021). This monitoring aimed at demonstrating influence of grazing or mowing on their individual numbers. Thereby, ideally flowering as well as vegetative (leaf rosettes) individuals are counted during the first half of May. Particular focus is on *Orchis [Anacamptis] coriophora* (Fig. 2), because this orchid species is most threatened in Austria (EN), but shows probably the largest populations of all of Central Europe here in the Lobau (Schratt-Ehrendorfer et al. 2022). Plots of different sizes were established (permanently marked by iron tacks), of which currently 11 squares à 2.25 sqm, two squares à 4 sqm, one transect à 68 sqm and three transects à 100 sqm are still in use (Fig. 1). Unfortunately, the initial project (Grass et al. 2012) was interrupted by a fire affecting the Heißlände “Fuchshäufel” in July 2011. Thereafter, a third grazing phase (2013–2015) was more intense (ca. 80 sheep, plus goats and asses), but typically also later in the growing season. Beside (sheep) grazing, mowing was especially performed in the so-called “Oberes Fuchshäufel”, the flatter part of the Heißlände in the north, as well as local removal of woody plants, like *Robinia pseudacacia*.

Future plans are to compile all orchid count data for interpretation in relation to weather conditions, nature conservation measures, like grazing, and/or the fire in 2011, to continue the monitoring, and to further support respective nature conservation activities in the Lobau.

Literatur

- Bernhardt KG, Laubhann D, Sommerkamp E, Wernisch K, Kropf M (2009) Populations- und Bestandsmonitoring bei Orchideen: Kritische Anmerkungen. *Sauteria* 18, 223–236
- El-Heliebi S (2015) Zur Reproduktionsbiologie von *Anacamptis (Orchis) coriophora* – Bestäubung, Fortpflanzungssystem und Bestandsentwicklung des Wanzenknabenkrauts in der Lobau im Nationalpark Donau-Auen. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, 108p.
- Farrell L (1985) Biological flora of the British Isles. No. 160 *Orchis militaris* L. *Journal of Ecology* 73, 1041–1053
- Grass V, Seiberl M, Holzner W (2012) Begleitmonitoring zum Trockenrasenmanagement Fuchshäufel, Lobau. Endbericht 2012. Institut für Integrative Naturschutzforschung, Universität für Bodenkultur Wien & AVL-Arge Vegetationsökologie. <https://www.wien.gv.at/kontakte/ma22/studien/pdf/fuchshaeufel.pdf> [aufgerufen am 29. Sept. 2022]
- Heinrich W (2007) Zur Populationsentwicklung des Helm-Knabenkrautes (*Orchis militaris*) – 25-jährige Untersuchungen auf Dauerflächen im NSG „Leutratal“ bei Jena (Thüringen). *Journal Europäischer Orchideen* 39, 199–271
- Holzner W (2004) Orchideen brauchen Bauern – brauchen Bauern Orchideen? In: Armerding D (Hrsg.) Schutz und Pflege der Wienerwaldwiesen 2004. Fachtagung in Purkersdorf (6. Mai 2004). Ausgewählte Referate, 35–42
- Holzner W, Kriechbaum M (2007) Überlebensstrategien von Grünlandorchideen – ein Entwurf. In: Österreichisches Orchideenschutz-Netzwerk (ÖON) (Hrsg.) Natural Heritage: Heimische Orchideen in Österreich und Deutschland. 1. Fachtagung in Österreich über heimische Orchideen (23.–24. November 2007) Ausgewählte Vorträge, 46–54
- Hutchings MJ, Mendoza A, Havers W (1998) Demographic properties of an outlier population of *Orchis militaris* L. (Orchidaceae) in England. *Botanical Journal of the Linnean Society* 126, 95–107

- Köck UV (1991) Populationsbiologische und -ökologische Untersuchungen als Grundlage für einen wissenschaftlichen fundierten Artenschutz – Erste Ergebnisse einer Modelluntersuchung an *Orchis morio* L. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 20, 935–944
- Kretschmar H, Blatt H (2005) Statistische Auswertung der Orchideenkartierung. In: Arbeitskreise Heimische Orchideen (Hrsg.) Die Orchideen Deutschlands Uhlstädt-Kirchhasel, 686–692
- Kropf M, Nachbaur P, Pintar M (2019) *Orchis (Neotinea) tridentata* erschien 2018 in der Wiener Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Neilreichia 10, 191–196
- Kropf M, Novak N, Stärker H, Pintar M (2021) *Epipactis muelleri* (Orchidaceae) neu für die Lobau (Nationalpark Donau-Auen) sowie Anmerkungen zur Situation dieser Art in Wien. Neilreichia 12, 49–60
- Novak N, Kropf M (2022) Orchideen – Gefährdete Flaggschiff-Arten. In: Schratt-Ehrendorfer L, Niklfeld H, Schröck C, Stöhr O (Hrsg.) Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. Stapfia 114, 48–51
- Kropf M, Sommerkamp E, Bernhardt KG (2012) Population dynamics of *Barlia metlesicsiana* (Orchidaceae) endemic to Tenerife (Canary Islands). Bocconeia 24, 271–276
- Pennerstorfer J, Kriechbaum M, Kropf M (2007) Das österreichische Orchideen-Monitoring: Datenerfassung, -verwaltung und -auswertung. In: Österreichisches Orchideenschutz-Netzwerk (ÖON) (Hrsg.) Natural Heritage: Heimische Orchideen in Österreich und Deutschland. 1. Fachtagung in Österreich über heimische Orchideen (23.–24. November 2007) Ausgewählte Vorträge, 5–10
- Pils G (1987) Oberösterreichs Orchideen einst und heute – eine Pflanzengruppe als Umweltindikator. ÖKO-L 9/1, 3–14
- Schebesta K (2007) Orchideen in der Lobau. In: Österreichisches Orchideenschutz-Netzwerk (ÖON) (Hrsg.) Natural Heritage: Heimische Orchideen in Österreich und Deutschland. 1. Fachtagung in Österreich über heimische Orchideen (23.–24. November 2007): Ausgewählte Vorträge, 96–105
- Schratt-Ehrendorfer L, Niklfeld H, Schröck C, Stöhr O, Gilli C, Sonnleitner M, Adler W, Barta T, Beiser A, Berg C, Böhner A, Franz W, Gottschlich G, Griebel N, Haug G, Heber G, Hehenberger R, Hofbauer M, Hohla M, Hörandl E, Kaiser R, Karrer G, Keusch C, Király G, Kleesadl G, Kniely G, Köckinger H, Kropf M, Kudrnovsky H, Lefnaer S, Mrkvicka A, Nadler K, Novak N, Nowotny G, Pachschwöll C, Pagitz K, Pall K, Pflugbeil G, Pils P, Raabe U, Sauberer N, Schau H, Schönschetter P, Starlinger F, Strauch M, Thalinger M, Trávníček B, Trummer-Fink E, Weiss S, Wieser B, Willner W, Wittmann H, Wolkerstorfer C, Zernig K, Zuna-Kratky T (2022) Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. In: Schratt-Ehrendorfer L, Niklfeld H, Schröck C, Stöhr O (Hrsg.) Stapfia 114, 357p.
- Tali K (2002) Dynamics of *Orchis ustulata* populations in Estonia. In: Kindlmann O, Willems JH, Whigham DF (Eds.) Trends and fluctuations and underlying mechanisms in terrestrial orchid populations. Backhuys Publ., Leiden 33–42
- Tali K, Kull T (2001) Highly variable flowering time in *Orchis ustulata* (Orchidaceae): Consequences for population dynamics. Nordic Journal of Botany 21, 457–466
- Tali K, Foley MJY, Kull T (2004) *Orchis ustulata* L. Biological flora of the British Isles No. 232. Journal of Ecology 92, 174–184
- Waite S, Farrell L (1998) Population biology of the rare military orchid (*Orchis militaris* L.) at an established site in Suffolk, England. Botanical Journal of the Linnean Society 126, 109–121
- Wells TCE, Rothery P, Cox R, Bamford S (1998) Flowering dynamics of *Orchis morio* L. and *Hermidium monorchis* (L.) R. Br. at two sites in eastern England. Botanical Journal of the Linnean Society 126, 39–48

Eingelangt: 2022 10 11

Anschrift:

Matthias Kropf, E-Mail: matthias.kropf@boku.ac.at
 Institut für Integrative Naturschutzforschung, Universität für Bodenkultur Wien,
 Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien.

Extended Abstract

Zur Bestandssituation von Donaukammolch und Rotbauchunke in der Wiener Lobau

Janis Czurda, Christian Baranyi, Costa Anton Pircher,
Daniel Philippi, Günter Gollmann

Donaukammolch, *Triturus dobrogicus*, und Rotbauchunke, *Bombina bombina*, sind im Anhang II der FFH-Richtlinie enthalten und daher unter den Amphibien der Lobau von besonderem Interesse. Beide Arten leben in Wien nahe der Westgrenze ihrer Areale im Donautiefland. Im Wienerwald kommen die verwandten Arten Alpenkammolch, *Triturus carnifex*, und Gelbbauchunke, *Bombina variegata*, vor, wobei durch die Verbauung des Stadtgebiets kein direkter Kontakt mit den Schwesterarten mehr möglich ist.

Durch Fang-Wiederfang Auswertungen mit fotografischer Registrierung von Individuen wurde in den Jahren 2015/16 die Populationsgröße des Donaukammmolchs in der Oberen Lobau mit etwa 2500 Tieren ermittelt, in der Unteren Lobau erlaubte die Datenlage keine verlässlichen Schätzungen (Gollmann 2016). Im Jahr 2021 wurden 74 Molche an vier Fundorten in der Lobau mit Keschern gefangen; von ihnen wurden Mundhöhlen-Abstriche zur DNA-Extraktion genommen und standardisierte Fotos für morphometrische Auswertungen angefertigt. Ein mitochondriales Gen (NADH Dehydrogenase Subunit 4) und neun nukleäre Marker (180 bp UTR; Wielstra et al. 2014), die zwischen *T. carnifex* und *T. dobrogicus* differenzieren, wurden amplifiziert und sequenziert. Zum Vergleich wurden morphometrische Daten auch von einer *T. dobrogicus* Referenzpopulation und mehreren *T. carnifex*-Vorkommen im Wienerwald erhoben (Czurda 2022).

Die Donaukammmolche aus der Lobau waren kräftiger gebaut als jene der Referenzpopulation aus Hohenau an der March; im Wolterstorff Index (Verhältnis von Vorderbeinlänge zum Abstand zwischen den Extremitäten) lagen sie zwischen typischen *T. dobrogicus* und *T. carnifex* (Abb. 1). Von den Kammmolchen der Lobau besaßen vier mtDNA-Haplotypen, die von *T. carnifex* stammen, während 67 vielfältige typische *T. dobrogicus*-Haplotypen hatten (Daten von drei Molchen fehlen). Bei den nukleären Markern traten von *T. carnifex* stammende Allele mit einer Häufigkeit von ca. 25 % auf, Allele von *Triturus cristatus* wurden in niedrigen Frequenzen an drei Loci gefunden. In der Structure Analyse (Pritchard et al. 2000) wurden alle Kammmolche der Lobau *T. dobrogicus* zugeordnet, der genetische Beitrag von *T. carnifex* zeigte eine relativ homogene Verteilung in den Fundorten.

Zur Untersuchung ihrer morphologischen Variation wurden Kammmolchlarven in der Lobau sowie in Referenzpopulationen beider Arten gefangen. Eine geometrisch-morphometrische Analyse von Fotos in Seitenansicht ergab große Ähnlichkeit der zwei Arten, bei geringen Unterschieden in der Form des Flossensaums. Während die Variation der Larven aus der Unteren Lobau mit der Referenz für *T. dobrogicus* übereinstimmte, zeigte sich in der Oberen Lobau eine höhere Variabilität.

Seit 2016 wurden in einem Projektpraktikum der Universität Wien in zwei Gebieten der Oberen Lobau Fang-Wiederfang-Untersuchungen an Rotbauchunken durchgeführt. Während im Bereich der Seeschlacht die Adulten überwogen, waren bei der größeren Population in den temporären Gewässern am Königshaufen zahlreiche Jungtiere und Subadulte anzutreffen, wie auch schon im Jahr 2008 (Philippi & Gollmann 2014). Diese unterschiedliche Populationsstruktur lässt sich durch größeren Fortpflanzungserfolg am Königshaufen und höhere Überlebensraten in der Seeschlacht erklären. Die Schätzwerte der Populationsgröße (Abb. 2) könnten für 2020 und 2021 durch die wegen der COVID-19 Pandemie eingeschränkte Dauer der Datenerhebung verzerrt sein. Donaukammmolche und Rotbauchunken werden in der Lobau meist mit 2 Jahren geschlechtsreif. Wegen der kurzen Generationszeit und der von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Habitatbedingungen ist zu erwarten, dass die Populationsgrößen deut-

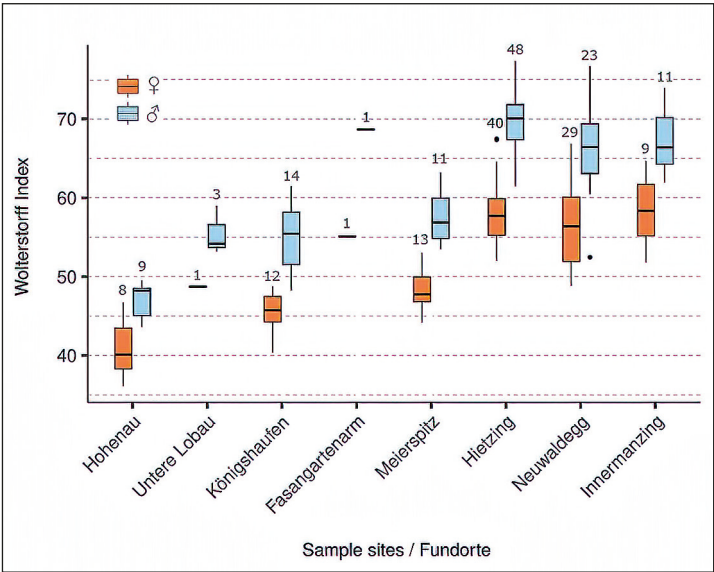


Abb. 1: Verteilung des Wolterstorff Index in beiden Geschlechtern in den Kammolch-Vorkommen. Die Box-Plots zeigen jeweils Median (waagrechter Balken), Quartilen (Rechteck), Variationsbreite (senkrechte Linie) und Ausreißer (Punkte), die Zahlen geben die Stichprobengrößen an. Hohenau: Referenz für *T. dobrogicus*; Untere Lobau, Königshaufen, Fasangartenarm, Meierspitz: Fundorte in der Lobau; Hietzing, Neuwaldegg: Fundorte von *T. carnifex* in Wien; Innermanzing: Referenz für *T. carnifex*. – Fig. 1: Distribution of Wolterstorff Index values for both sexes in samples of *Triturus*. Box plots show median (horizontal bar), quartiles (rectangle), range (vertical line) and outliers (dots), numbers indicate sample sizes. Hohenau: reference sample for *T. dobrogicus*; Untere Lobau, Königshaufen, Fasangartenarm, Meierspitz: sample sites in Lobau; Hietzing, Neuwaldegg: sample sites of *T. carnifex* in Vienna; Innermanzing: reference sample for *T. carnifex*.

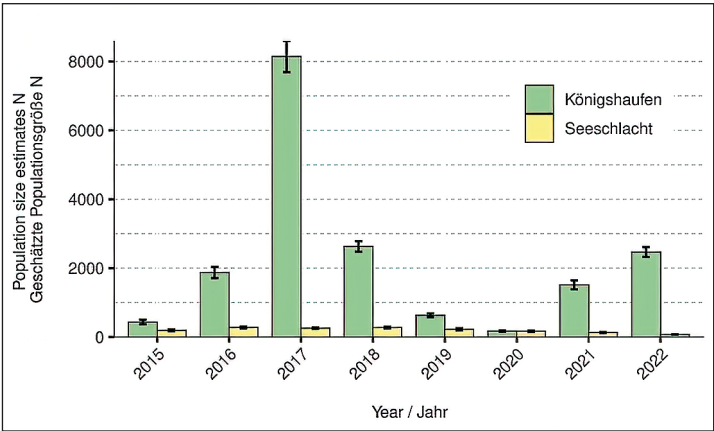


Abb. 2: Geschätzte Populationsgrößen (Lincoln-Petersen Index modifiziert nach Chapman) der Rotbauchunke in zwei Untersuchungsgebieten in der Oberen Lobau. Die Balken zeigen Mittelwerte und Standardabweichungen. – Fig. 2. Population size estimates (Chapman modification of the Lincoln-Petersen index) of *B. bombina* in two study areas in Obere Lobau. Bars show means with standard deviations.

lichen Schwankungen unterliegen. Über Bewegungen der Tiere und die Konnektivität der Teilpopulationen ist wenig bekannt. Für den Bestand dieser Arten sind produktive „Quellenhabitate“ in dynamischen temporären Gewässern, wie den großen Tümpeln am Königshaufen, von großer Bedeutung (Gollmann et al. 2013).

Czurda J, Baranyi C, Pircher CA, Philippi D, Gollmann G (2023) On the status of *Triturus dobrogicus* and *Bombina bombina* (Amphibia) in Lobau, Vienna, Austria.

Among the amphibians of Lobau, *Triturus dobrogicus* and *Bombina bombina* are of special conservation interest, as they are included in annex II of the Habitats Directive. In Vienna, both species live close to the western margins of their distribution areas in the Danubian lowlands. In the Vienna Woods the closely related species *Triturus carnifex* and *Bombina variegata* occur, but due to urban development direct contact between the sister species is no longer possible.

A recapture study using photographic identification of individuals estimated the population size of *T. dobrogicus* in Obere Lobau with about 2500 animals in the years 2015/16, for Untere Lobau no reliable estimate was possible (Gollmann 2016). In 2021, 74 newts were captured by dipnetting at four study sites in Lobau; oral swabs were collected for DNA extraction and standardized photographs were taken for morphometry. One mitochondrial gene (NADH dehydrogenase subunit 4) and nine nuclear markers (180 bp untranslated regions; Wielstra et al. 2014), selected to discriminate between *T. carnifex* and *T. dobrogicus*, were amplified and sequenced. For comparison, morphometric and genetic data were obtained from a *T. dobrogicus* reference sample and several *T. carnifex* populations in the Vienna Woods (Czurda 2022).

Triturus dobrogicus in Lobau were more robust than those from the reference sample Hohenau (at river Morava); in the Wolterstorff Index (the ratio of forelimb length to interlimb distance) they appeared intermediate between typical *T. dobrogicus* and *T. carnifex* (Fig. 1). Among *T. dobrogicus* from Lobau, four newts carried mtDNA haplotypes derived from *T. carnifex* whereas 67 had a variety of haplotypes typical for *T. dobrogicus* (data missing for three newts). At the nuclear markers, alleles derived from *T. carnifex* were present at frequencies of about 25 % in the Lobau samples, alleles of *Triturus cristatus* were found in low frequencies at three loci. Structure analysis (Pritchard et al. 2000) assigned all newts from Lobau to *T. dobrogicus*, with genetic admixture from *T. carnifex* distributed fairly homogeneously among the study sites (Czurda 2022).

To study their morphological variation, *Triturus* larvae were captured by dipnetting in Lobau and in reference populations of both species. Geometric morphometric analysis of photographs in lateral view indicated great similarity of the two species, with slight differences in shape of the tail fin. Whereas variation in larvae from Untere Lobau matched that of the reference for *T. dobrogicus*, the sample from Obere Lobau showed higher variability.

Since 2016 recapture studies on *B. bombina* have been carried out by students of the University of Vienna in two areas of Obere Lobau. In the Seeschlacht area, adult toads dominated, while in the larger population at Königshaufen many juveniles and subadults were encountered, as had already been the case in 2008 (Philippi & Gollmann 2014). These contrasting population structures can be explained by greater reproductive success at Königshaufen and higher survival rates in Seeschlacht. Estimates of population sizes (Fig. 2) may be biased downwards for 2020 and 2021, when sampling effort was reduced by movement restrictions due to the COVID-19 pandemic.

Both *T. dobrogicus* and *B. bombina* usually reach sexual maturity at the age of 2 years in Lobau. Marked fluctuations of population sizes are expected due to this short generation time and variation of habitat conditions among years. Little is known about movements of the animals and connectivity among subpopulations. Productive source habitats, such as the temporary ponds at Königshaufen, are of great importance for the survival of these species (Gollmann et al. 2013).

Keywords: Amphibia, Vienna, Austria, conservation, introgression, morphometrics, population dynamics, recapture.

Literatur

- Czurda J (2022) Genetic population structure in the crested newt contact zone in Vienna. Master's Thesis, Universität Wien, 45 pp.
- Gollmann G (2016) Erhebung der Populationsgröße des Donaukammolches (*Triturus dobrogicus*) in der Lobau in den Jahren 2015 und 2016. Wiener Umweltschutzabteilung, MA 22. https://www.zobodat.at/pdf/MA22-Wien_116_0001-0023.pdf
- Gollmann G, Schedl H, Philippi D, Reckendorfer W, Waringer-Löschenkohl A (2013) Frogs in the city: problems of research and conservation of amphibians in Lobau (Vienna, Donau-Auen National Park). In: 5th Symposium for Research in Protected Areas, Mittersill, 227–230. http://www.parc.at/npa/pdf_public/2018/35916_20180315_072406_NP_Hohe_Tauern_Conference_5_0227-0230.pdf
- Philippi D, Gollmann G (2014) On the status of the fire-bellied toad, *Bombina orientalis*, in Lobau (Vienna, Donau-Auen National Park). Acta ZooBot Austria 151/152, 25–32
- Pritchard JK, Stephens M, Donnelly P (2000) Inference of population structure using multilocus genotype data. Genetics 155, 945–959. <https://doi.org/10.1093/genetics/155.2.945>
- Wielstra B, Duijm E, Lagler P, Lammers Y, Meilink W R M, Ziermann J M, Arntzen J W (2014) Parallel tagged amplicon sequencing of transcriptome-based genetic markers for *Triturus* newts with the Ion Torrent next-generation sequencing platform. Molecular Ecology Resources 14(5), 1080–1089. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12242>

Eingelangt: 2022 10 11

Anschriften:

Janis Czurda, E-Mail: j.czurda@gmail.com

Christian Baranyi, E-Mail: christian.baranyi@univie.ac.at,
ORCID 0000-0003-3118-2145

Costa Anton Pircher, E-Mail: Pco@gmx.at

Günter Gollmann, E-Mail: guenter.gollmann@univie.ac.at;
ORCID 0000-0002-9769-6360 (Corresponding author)
Department für Evolutionsbiologie, Universität Wien, Djerassiplatz 1, A-1030 Wien.

Daniel Philippi, E-Mail: daniel.philippi@univie.ac.at
SSC Lebenswissenschaften, Universität Wien, Djerassiplatz 1, A-1030 Wien.

Extended Abstract

Der Einhorn-Trüffelskäufer *Bolbelasmus unicornis* (Schränk, 1789) (Coleoptera: Geotrupidae) in der Wiener Lobau

Alexander Dostal, Wolfgang Barries, Harald Gross, Karin Fuchs

Die Gattung *Bolbelasmus* Boucomont, 1911 ist in Österreich nur durch den Einhorn-Trüffelskäufer, *Bolbelasmus unicornis* (Schränk, 1789) vertreten (Nikolajev et al. 2016; Hillert et al. 2016). Die Art ist außerordentlich selten und wird in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) der Europäischen Union in den Anhängen II und IV gelistet (Rat der Europäischen Union 2013). In der Roten Liste gefährdeter Tiere Österreichs wird *Bolbelasmus unicornis* als stark gefährdet klassifiziert (Franz 1983; Franz & Zelenka 1994). Nach Paill (2008) ist sogar von der Bewertung „vom Aussterben bedroht“ auszugehen. Deswegen ist die Dokumentation des Vorkommens in der Lobau von besonderer Bedeutung.

Es gelangen 2019 zwei Nachweise von *Bolbelasmus unicornis* in der Schusterau (Abb. 1) und am Fuchshäufel, ein indirekter Nachweis (Grabloch) konnte am Kreuzgrund festgestellt werden. Ein Zufallsnachweis in dem, der Schusterau nördlich angrenzenden, niederösterreichischen Gebiet und die Funde in der Lobau legen die Existenz einer dauerhaften Population im Nationalpark Donau Auen nahe (Abb. 2). Die Erhebung wurde im Auftrag der Naturschutzabteilung der Stadt Wien (MA 22) durchgeführt (Auftrag 301932–2019–8, Dostal et al. 2021), weitere Untersuchungen in noch nicht explorierten Gebieten sind beauftragt.

Dostal A, Barries W, Gross H, Fuchs K (2023) *Bolbelasmus unicornis* (Schränk, 1789) (Coleoptera: Geotrupidae) in the Lobau in Vienna.

The genus *Bolbelasmus* is represented in Austria by one species, *Bolbelasmus unicornis*. The species is rather rare and listed in the FFH directives of the European Union in annexes II and IV. The Red List of threatened species in Austria classifies *B. unicornis* as endangered, and also proposed the status critically endangered for the species in



Abb. 1: Männchen von *Bolbelasmus unicornis* vom Fuchshäufel. – Fig. 1: Male of *Bolbelasmus unicornis* from Fuchshäufel.

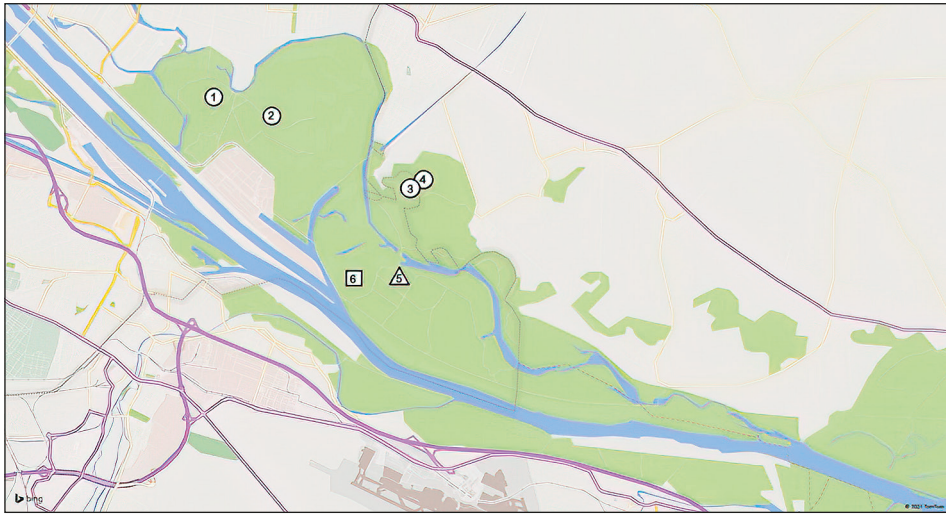


Abb. 2: Verbreitung von *Bolbelasmus unicornis* (Schränk 1789) in der Lobau. Kreise: direkte Nachweise, Dreieck: indirekter Nachweis, Quadrat: Literaturnachweis, Fund aus 2006. 1: Fuchshäufel, 2: Müllergraben (Bioforschung Austria), 3: Schusterau–Ostrand, 4: Niederösterreich, östl. Schusterau, 5: Kreuzgrund, 6: Lausgrund (Paill 2008) – Fig. 2: Distribution of *Bolbelasmus unicornis* (Schränk, 1789) in the Lobau. Circles: direct references, triangle: indirect records, squares: references, find from 2006. 1: Fuchshäufel, 2: Müllergraben (Bioforschung Austria), 3: Schusterau, 4: Lower Austria, east. Schusterau, 5: Kreuzgrund, 6: Lausgrund (Paill 2008).

Austria. In 2019 direct records of *Bolbelasmus unicornis* in the “Schusterau” (Fig. 1) and on the “Fuchshäufel”, and one indirect record (digging hole) on “Kreuzgrund” confirmed the occurrence of the species. Chance evidence in the Lower Austrian area bordering the Schusterau to the north together with the finds in the Lobau suggest the existence of a permanent population in the Lobau National Park (Fig. 2).

Key Words: *Bolbelasmus unicornis*, distribution, Lobau National Park, Vienna.

Literature

- Dostal A, Barries W, Gross H, Fuchs K (2021) Zur Verbreitung des Einhorn-Trüffelskäfers *Bolbelasmus unicornis* (Schränk, 1789) (Coleoptera: Geotrupidae) in der Wiener Lobau. *Beiträge zur Entomofaunistik* 22, 189–199
- Franz H (1983) Rote Liste der in Österreich gefährdeten Käferarten (Coleoptera) Hauptteil, pp. 85–122. In: Gepp J (Hg.) *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien, 243p.
- Franz H, Zelenka W (1994) Rote Liste der Scarabaeidae (Blatthornkäfer) Österreichs, pp. 131–136. In: Jäch M (1994) *Rote Liste der gefährdeten Käfer Österreichs (Coleoptera)*. In: Gepp J (Hrsg.) *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, 355p.
- Hillert O, Arnone M, Kral D, Massa B (2016) The genus *Bolbelasmus* in the western and southern regions of the Mediterranean Basin (Coleoptera: Geotrupidae: Bolboceratinae). *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae* 56(1), 211–254
- Nikolajev GV, Kral D, Bezdek A (2016) Family Geotrupidae. In: Löbl I, Löbl D: *Catalogue of Palearctic Coleoptera Vol. 3, Revised and updated Edition: Scarabaeoidea, Scirtoidea, Dascilloidea, Buprestoidea and Byrrhoidea*, Brill Leiden, Boston, 33–52

- Paill W (2008) Wiederfund von *Bolbelasmus unicornis* (Schränk, 1789) in den Wiener Donauauen (Coleoptera: Scarabaeoidea: Geotrupidae). Beiträge zur Entomofaunistik 8, 165–171
- Rat der Europäischen Union (1992) Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen [Fauna–Flora–Habitat– Richtlinie, FFH–Richtlinie]. Abrufbar von <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:DE:PDF> [letzter Zugriff am 1. Oktober 2019].
- Rat der Europäischen Union (2013) Richtlinie 2013/17/EU des Rates vom 13. Mai 2013 zur Anpassung bestimmter Richtlinien im Bereich Umwelt aufgrund des Beitritts der Republik Kroatien: Anhang IV. Abrufbar von https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/artenschutz/pdf/FFH_AnhangIV.pdf (letzter Zugriff, 1. Oktober 2019).

Eingelangt: 2022 11 24

Anschriften:

Alexander Dostal, E-Mail: dostal.alexander@aon.at
Duchekgasse 39/4, A-1220 Wien.

Wolfgang Barries, E-Mail: wolf.barries@gmail.com,
Wehrbrücklgasse 43/9, A-1220 Wien.

Harald Gross, E-Mail: harald.gross@wien.gv.at
Fachbereich Naturschutz und Geoinformationstechnik, Stadt Wien Umweltschutz,
Dresdnerstraße 45, A-1200 Wien.

Katrin Fuchs, E-Mail: k.fuchs@bioforschung.at
Bio Forschung Austria, Esslinger Hauptstraße 132-134, A-1220 Wien.

Extended Abstract

Nachweis der Fischgemeinschaften in der Lobau mittels Umwelt-DNA

Andrea Funk, Paul Meulenbroek, David Gandolf, Didier Pont, Peter Bader,
Jochen Steindl, Pauline Jean, Alice Valentini, Tony Dejean, István Czeplédi,
Andrew Hamer, Tibor Erős, Thomas Hein

RIMECO Projekt – Umwelt-DNA-Analysen von Vertebraten Meta-Gemeinschaften in Flussauen.

RIMECO ist ein durch den FWF (Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung) gefördertes internationales Forschungsprojekt. Zielsetzung des Projektes ist die zeitliche Dynamik von Vertebraten Meta-Gemeinschaften, Fischen und Amphibien, in den Donauauen in Abhängigkeit von den Änderungen in der hydrologischen Anbindung zu untersuchen. Ein weiterer innovativer Aspekt des Projekts ist die Verwendung der eDNA-Metabarcodierungstechnik (Umwelt-DNA). Dabei werden Arten anhand von der im Gewässer vorhandenen DNA nachgewiesen. Drei Arbeitspakete werden im Projekt behandelt:

1. Im Sommer 2021 wurden Experimente zur Anwendbarkeit der eDNA Methode in Augewässern durchgeführt. Die Ergebnisse werden aktuell ausgewertet.
2. Gleichzeitig wurde eine großflächige Untersuchung der Fisch- und Amphibiengemeinschaft mittels eDNA von 26 Gewässern im gesamten Nationalpark Donauauen sowie einem Auegebiet an der ungarischen Donau durchgeführt. Dabei wurden auch Gewässer in der Unteren Lobau, vor allem das Schönauser Wasser, der Mannsdorfer Hagel und ein Amphibientümpel beim Schönauser Wasser, untersucht (Abb. 1).
3. In den Untersuchungsjahren 2022 und 2023 wird die zeitliche Dynamik der Fisch- und Amphibiengemeinschaft über zwei Untersuchungsjahre an 15 Standorten im jahreszeitlichen Verlauf und in Abhängigkeit von den Wasserständen der Donau untersucht. Die bereits im Jahr 2021 untersuchten Gewässer der Lobau sind dabei ebenfalls Teil der zeitlichen Studie (Schönauser Wasser, Amphibientümpel beim Schönauser Wasser und Mannsdorfer Hagel).

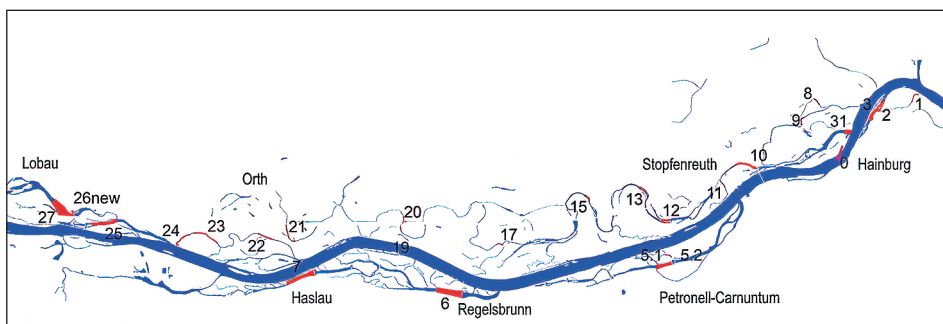


Abb. 1: Untersuchungsgebiet Nationalpark Donau-Auen, mit den drei Standorten in der Unteren Lobau; 25: Mannsdorfer Hagel, 26new: Amphibientümpel nahe des Schönauser Wassers, 27: Schönauser Wasser. – Fig. 1: Study area Donau-Auen National Park, with the three locations in the Lower Lobau; 25: Mannsdorfer Hagel, 26new: Amphibian pond near Schönauser Wasser, 27: Schönauser Wasser.

Erste Ergebnisse: Methodenvergleich Lobau – eDNA und traditionelle Fangmethoden

Aus den ersten Ergebnissen aus dem Jahr 2021 ist bereits ein Vergleich der eDNA-Methode mit traditionellen Befischungsmethoden durchgeführt worden. Als Modellgewässer wurde dafür das Schöner Wasser herangezogen (Abb. 2). Verglichen wurde dabei eine eDNA-Probe vom September 2021 (22,5 L Filtration für ca. 30 min.; für eDNA-Methode siehe Valentini et al. 2016, Pont et al. 2018) mit einer traditionellen Probennahme im Jahr 2012 (300 Anodenschläge + 6 Kiemennetze 2 h Exposition; Schabuss et al. 2013) sowie mit den Gesamtergebnissen aus mehreren traditionellen Untersuchungskampagnen zu Fischen aus früheren Jahren (1999-2012), die in der Unteren Lobau durchgeführt wurden (Schabuss et al. 2013; Schabuss & Baranyi 2006).

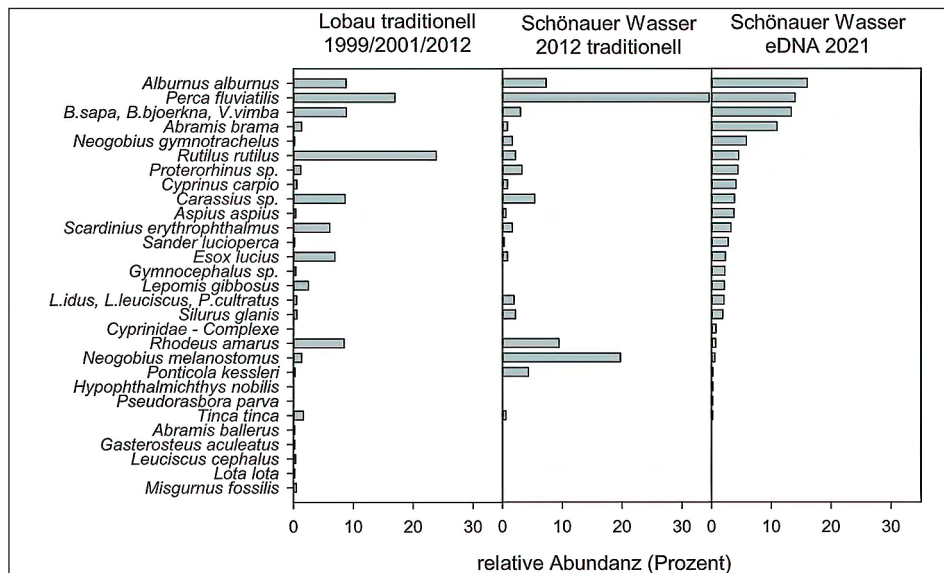


Abb. 2: Vergleich von erfassten Arten der Fischgemeinschaft des Schöner Wassers mit unterschiedlichen Untersuchungsmethoden, Untersuchung mittels eDNA im September 2021 sowie Untersuchungskampagnen mittels traditionellen Befischungsmethoden in den Jahren 1999, 2001 und 2012. Dargestellt ist die relative Abundanz pro Art/Taxa berechnet als prozentueller Anteil am Gesamtfang bei traditionellen Methoden und Anteil an den gesamten detektierten Sequenzen in der Probe bei der Umwelt DNA Methode. Beschreibung und Referenzen siehe Text. Abkürzungen: *B. sapa* = *Ballerus sapa*; *B. bjoerkna* = *Blicca bjoerkna*; *V. vimba* = *Vimba vimba*; *L. idus* = *Leuciscus idus*, *L. leuciscus* = *Leuciscus leuciscus*; *P. cultratus* = *Pelecus cultratus*. – Fig. 2: Comparison of recorded species of the fish community of Schöner Wasser with different investigation methods, investigation using eDNA in September 2021 and investigation campaigns using traditional fishing methods in 1999, 2001 and 2012. The relative abundance per species/taxa is calculated as a percentage of the total catch with traditional methods and proportion of the total detected sequences in the sample with the environmental DNA method. For description and references, see text. Abbreviations: *B. sapa* = *Ballerus sapa*; *B. bjoerkna* = *Blicca bjoerkna*; *V. vimba* = *Vimba vimba*; *L. idus* = *Leuciscus idus*, *L. leuciscus* = *Leuciscus leuciscus*; *P. cultratus* = *Pelecus cultratus*.

Die Ergebnisse aus diesem Vergleich zeigen deutlich das Potential der eDNA-Methode (Abb. 2). Alle Arten die mittels traditionellen Methoden 2012 im Schöner Wasser nachgewiesen wurden konnten auch 2021 mittels eDNA nachgewiesen werden. Mit der eDNA-Methode wurden weitere 5 Arten/Taxa nachgewiesen, die mit den traditionellen Methoden nicht erfasst wurden. Auch die Übereinstimmung mit dem gesamten nachgewiesenen Artenspektrum der Lobau ist hoch (Probennahmen- Kampagnen

1999/2001/2012). Zusätzlich ist zu betonen, dass die Gewässer und Organismen im Vergleich zu traditionellen Methoden durch die eDNA-Probennahme kaum beeinträchtigt sind (Befahren mittels Schlauchboot und Filtration von Wasser) und auch der Aufwand für eine Probennahme deutlich geringer ist. Im Gegensatz zum Nachweis der Arten, zeigen die relativen Abundanzen zwischen traditionellen Methoden und eDNA-Methode teilweise eine deutliche Abweichung. Worauf sich das zurückführen lässt, ist noch nicht im Detail untersucht. Als Limitierung der eDNA-Methode ist anzuführen, dass einzelne Arten nur als Artenkomplex nachgewiesen werden können (z.B. Zobel *Ballerus sapa*, Güster *Blicca bjoerkna* und Rußnase *Vimba vimba*). Weitere Ergebnisse aus dem laufenden Projekt werden noch wichtige Daten zur Anwendbarkeit der eDNA-Methode in Augewässern sowie zur zeitlichen Dynamik der Fisch und Amphibiengemeinschaften in den Donau-Auen liefern.

Funk A, Meulenbroek P, Gandolf D, Pont D, Bader P, Steindl S, Jean P, Valentini A, Dejean T, Czeglédi I, Hamer A, Erős T, Hein T (2023) Detection of fish communities in the Lobau using environmental DNA.

The aim of the RIMECO research project is to investigate the temporal dynamics of vertebrate metacommunities, fish and amphibians, in the Danube floodplains near Vienna in relation to changes in hydrological connectivity. An innovative aspect of the project is the use of the eDNA (environmental DNA) metabarcoding technique. In this process, species are detected on the basis of DNA present in the water body. Data from the Lower Lobau were used to compare the eDNA method with traditional monitoring methods. The agreement with the entire spectrum of species detected in the Lobau is high. The results of this comparison clearly show the high potential of the eDNA method.

Keywords: environmental DNA, floodplain, species identification, fish, aquatic vertebrate, relative abundance.

Literatur

- Pont D, Rocle M, Valentini A, Civade R, Jean P, Maire A, Roset N, Schabuss M, Zornig H, Dejean T (2018) Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. Scientific Reports 8, 10361. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28424-8>
- Schabuss M, Baranyi C (2006) Erhebung der Adult- und Jungfischfauna im Gebiet der Unteren Lobau. Studie im Auftrag von Nationalpark Donauauen GmbH, Wissenschaftliche Reihe 5
- Schabuss M, Zornig H, Hricova R (2013) Auenhabitatindex: Die Fischfauna der Unteren Lobau – Ergebnisse der Erhebungen aus dem Jahr 2012. Gewässervernetzung (Neue) Donau – Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen). Studie im Auftrag der MA 45
- Valentini A, Taberlet P, Miaud C, Civade R, Herder J, Thomsen P.F, Bellemain E, Besnard A, Coissac E, Boyer F, Gaboriaud C, Jean P, Poulet N, Roset N, Copp G H, Geniez P, Pont D, Argillier C, Baudoin J-M, Peroux T, Crivelli A J, Olivier A, Acqueberge M, Le Brun M, Möller P R, Willerslev E, Dejean T (2016) Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. Molecular Ecology, 25, 929–942. DOI: <https://doi.org/10.1111/mec.13428>

Eingelangt: 2023 03 07

Anschriften:

Andrea Funk, E-Mail: andrea.funk@boku.ac.at, ORCID: 0000-0002-0568-1234

Paul Meulenbroek, E-Mail: paul.meulenbroek@boku.ac.at

Christian Doppler, Labor für Dynamik von Meta-Ökosystemen in regulierten Flusslandschaften, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG), Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt (WAU), Universität für Bodenkultur (BOKU), Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien, Austria; WasserCluster Lunz, Dr.-Kupelwieser-Prom. 5, A-3293 Lunz am See, Austria.

David Gandolf, E-Mail: david.gandolf@students.boku.ac.at

Didier Pont, E-Mail: didier.pont@boku.ac.at

Peter Bader, E-Mail: peter.bader@students.boku.ac.at

Jochen Steindl, E-Mail: jochen.steindl@students.boku.ac.at

Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG), Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt (WAU), Universität für Bodenkultur (BOKU), Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien, Austria.

Pauline Jean, SPYGEN, E-Mail: pauline.jean@spygen.com

Alice Valentini, E-Mail: alice.valentini@spygen.com

Tony Dejean, E-Mail: tony.dejean@spygen.com

SPYGEN, Savoie Technolac-Bât. Koala, 17, Rue du Lac Saint-André-BP 274, Le Bourget-du-Lac Cedex, 73375 France.

István Czeplédi, E-Mail: czeplédi.istvan@blki.hu

Andrew Hamer, E-Mail: andrew.hamer@blki.hu

Tibor Erős, E-Mail: eros.tibor@blki.hu,

Balaton Limnological Research Institute, Eötvös Loránd Research Network (ELKH), Klebelsberg K. u. 3. H-8237 Tihany, Hungary.

Thomas Hein, E-Mail: thomas.hein@boku.ac.at

Christian Doppler, Labor für Dynamik von Meta-Ökosystemen in regulierten Flusslandschaften, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG), Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt (WAU), Universität für Bodenkultur (BOKU), Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien, Austria; WasserCluster Lunz, Dr.-Kupelwieser-Prom. 5, A-3293 Lunz am See, Austria.

Abstract

Biotic and abiotic classification of Lobau floodplain waterbodies to assess the ecological status

Wolfram Graf, Severin Hohensinner, Astrid Schmidt-Kloiber, Thomas Hein

Floodplain assessment systems that conform to the Water Framework Directive hardly exist in Europe at present. Currently available methods are limited to the main channel and thus contradict a holistic view of a river ecosystem approach. Especially the large central European rivers such as the Danube, Rhine or Elbe have undergone massive changes in their characteristics due to a variety of uses. Reference conditions are hardly to be found today, many formerly characteristic species are already extinct and often the biocoenoses are dominated by neozoa.

The approach presented here for classifying aquatic habitats combines two independently developed methods. The hydromorphological waterbody typology was developed by Hohensinner et al. (2005, 2011) based on Amorós et al. (1982, 1987) for the characterisation of the historical and current Danube river landscape. The basis is the intensity of lateral hydrological connectivity (connection of the riparian waters to the main channel), which can be seen in many historical maps. The floodplain index presented by Chovanec et al. (2005) is also based on hydrological connectivity, but focuses on groups of biological indicator species.

Taking the Lower Lobau floodplain close to Vienna as an example, the reference condition in 1817 shows a clear dominance of lotic side arms (Eupotamon B) and dynamic abandoned arms (Parapotamon A), while unilaterally connected abandoned arms (Parapotamon B) and isolated oxbow lakes (Plesio-/Palaeopotamon) were only of secondary importance. To date, not only the area of aquatic habitats has decreased significantly, now backwaters with low hydrological connectivity are dominating. The sampling site-related trichopteran habitat index as an essential part of the floodplain index shows extensive agreement with hydromorphological waterbody types according to Hohensinner et al. (2011), i.e. a dominance of the Palaeo- and Plesiopotamon (undynamic and heavily silted-up waterbodies). The area is thus classified as having a moderate to unsatisfactory ecological status according to the Water Framework Directive due to its deviation from the reference status.

After this validation of the results of both classification methods, it is possible to ecologically assess older states of a river landscape, even if only little or no information on historically occurring species is available. In addition, an ecological model can be defined more easily on the basis of historical maps. This makes it possible to describe a reference condition as defined for the “very good ecological status” in the EU Water Framework Directive.

Graf W, Hohensinner S, Schmidt-Kloiber A, Hein T (2023) Biotische und abiotische Auentypisierung der Lobaugewässer zur Beurteilung des ökologischen Zustands.

Wasserrahmenrichtlinien-konforme Bewertungssysteme von Auen existieren zurzeit in Europa kaum. Aktuell verfügbare Methoden beschränken sich auf den Hauptstrom und stehen damit im Widerspruch zu einer holistischen Sicht eines gewässerökosystemaren Ansatzes. Gerade die großen zentraleuropäischen Flüsse wie Donau, Rhein oder Elbe sind durch vielfältige Nutzungen in ihrer Charakteristik massiv verändert. Referenzbedingungen sind heute kaum mehr zu finden, viele ehemals charakteristische Arten sind bereits ausgestorben und oft werden die Lebensgemeinschaften von Neozoen dominiert.

Der hier vorgestellte Ansatz zur Typisierung aquatischer Habitate verschränkt zwei unabhängig voneinander entwickelte Methoden. Die hydromorphologischen Gewässertypen wurden von Hohensinner et al. (2005, 2011) basierend auf Amorós et al. (1982, 1987) für die Charakterisierung der historischen und aktuellen Donaflußlandschaft

weiterentwickelt. Grundlage ist die Intensität der lateralen hydrologischen Konnektivität (Anbindung der Augewässer an den Hauptstrom), die sich in vielen historischen Karten ablesen lässt. Der von Chovanec et al. (2005) präsentierte Auen-Index beruht ebenso auf der hydrologischen Konnektivität, fokussiert aber auf Gruppen biologischer Indikatorarten.

Am Beispiel der Unteren Lobau zeigt der Referenzzustand 1817 eine klare Dominanz durchströmter Nebenarme (Eupotamon B) und dynamischer Altarme (Parapotamon A), während einseitig angebundene Altarme (Parapotamon B) und isolierte Altgewässer (Plesio-/Paläopotamon) nur von untergeordneter Bedeutung waren. Bis heute hat nicht nur die Fläche des aquatischen Lebensraumes signifikant abgenommen, nunmehr dominieren Altwässer mit geringer hydrologischer Konnektivität. Die Umlegung des probestellenbezogenen Trichopterenhabitat-Index als wesentlicher Teil des Auen-Index zeigt eine weitgehende Übereinstimmung mit hydromorphologischen Gewässertypen nach Hohensinner et al. (2011), also ein Dominieren des Paläo- und Plesiopotamons (undynamische und stark verlandete Gewässer). Das Gebiet wird somit aufgrund seiner Abweichung vom Referenzzustand in einen mäßigen bis unbefriedigenden ökologischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie eingestuft.

Nach dieser Validierung der Ergebnisse beider Klassifizierungsmethoden ist es möglich, ältere Zustände einer Flusslandschaft ökologisch zu beurteilen, selbst wenn nur wenige oder keine Informationen über historisch vorkommende Arten vorliegen. Zudem lässt sich ein ökologisches Leitbild anhand historischer Karten einfacher definieren. Damit ist es möglich, einen Referenzzustand zu beschreiben, wie er für den „sehr guten ökologischen Zustand“ im Sinne der EU Wasserrahmenrichtlinie definiert ist.

Keywords: floodplain assessment, Water Framework Directive, river ecosystem, hydromorphological waterbody typology, floodplain index.

Literature

- Amoros C, Richardot-Coulet M, Reygrobellet J-L, Bournaud M, Joly P, Juget J, Ginot R, Lévêq D, Perrin J F, Ricjoux P, Roux C, Tachet H, Pautou G, Girel J, Bravard J P, Pelletier J, Bertolini M, Roux A L (1982) *Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux*. Editions du Centre national de la recherche scientifique, Paris, 113p.
- Amoros C, Rostan J C, Pautou G, Bravard J P (1987) The reversible concept applied to the environment management of large river systems. *Environmental Management* 11, 607–617
- Chovanec A, Waringer J, Straif M, Graf W, Reckendorfer W, Waringer-Löschenkohl A, Waidbacher H, Schultz H (2005) The Floodplain Index – a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband* 155/1–4 (Large Rivers Vol. 15), 169–185
- Hohensinner S, Jungwirth M, Haidvogel G, Muhar S, Preis S, Schmutz S (2005) Historical analysis of habitat turnover and age distributions as a reference for restoration of Austrian Danube floodplains. *River Basin Management III, WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 83, WIT Press, Ashurst, Southampton, UK, 489–502
- Hohensinner S, Jungwirth M, Muhar S, Schmutz S (2011) Spatio-Temporal Habitat Dynamics in a Changing Danube River Landscape 1812-2006. *River Research & Applications* 27(8), 939–955

Received: 2023 03 16

Addresses:

Wolfram Graf, E-Mail: wolfram.graf@boku.ac.at (Corresponding author)

Severin Hohensinner, E-Mail: severin.hohensinner@boku.ac.at (Corresponding author)

Astrid Schmidt-Kloiber, E-Mail: ask@boku.ac.at

Thomas Hein, E-Mail: thomas.hein@boku.ac.at.

University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Department of Water, Atmosphere and Environment, Christian Doppler Laboratory for Meta Ecosystem Dynamics in Riverine Landscapes, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, Gregor-Mendel-Straße 33/DG, A-1180 Vienna.

Abstract

Erfolgreiche Renaturierungen im Auwald zwischen Neuburg und Ingolstadt und Beispiele aus dem EU-Projekt „Danube Floodplain“

Bernd Cyffka

Wie in vielen anderen Flusseinzugsgebieten in Europa, begann auch Anfang des 19. Jahrhunderts an der Donau ein intensiver Flussausbau. Dabei wurden die Flüsse begradigt und die Ufer mit Steinen befestigt. In der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts kam noch der Bau von Staustufen zur Stromgewinnung hinzu. Dadurch wurden die Flüsse von ihren Auen getrennt und auch die Durchwanderbarkeit wurde verhindert. Dieses führte in vielen Bereichen zu nicht geahnten Veränderungen in den Auen- und Flussuferbereichen.

In den Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt versucht man seit 2010 durch verschiedene, technische Maßnahmen diese ökologischen Beeinflussungen zumindest teilweise wieder rückgängig zu machen, durch a) ein permanentes Gewässer, welches einem früheren Donau-Seitenarm nachempfunden ist, b) sogenannte „Ökologische Flutungen“, die teilweise die jährlichen Hochwasser wieder in die Aue zurückbringen sollen, und c) die Möglichkeit von Grundwasserabsenkungen durch Drainierung eines Teils des Gebietes.

Der Bau dieser Maßnahmen wurde im Wesentlichen durch die Wasserwirtschaft des Freistaates Bayern bewerkstelligt. Dem schloss sich ein Monitoring an, welches das Aueninstitut Neuburg mit mehreren Kooperationspartnern durchführte, und das den Erfolg der Maßnahmen untersuchen sollte. Es konnte gezeigt werden, dass mit technisch aufwendigen Mitteln ein Teil der ehemaligen Auendynamik zurückgewonnen werden konnte. Neben vielen anderen Beispielen diente dieses Gebiet in dem EU-Projekt „Danube Floodplain“ als Modellgebiet für eine erfolgreiche Renaturierungsmaßnahme. Das Projekt hatte das übergeordnete Ziel der Verbesserung des länderübergreifenden Wassermanagements und der Hochwasserrisikoversorge bei gleichzeitiger Förderung der Biodiversität in Auenbereichen (win-win-Situation).

Cyffka B (2023) Successful restoration in the floodplain forest between Neuburg and Ingolstadt and examples from the EU project “Danube Floodplain”.

As in many other river basins in Europe, intensive river development began on the Danube at the beginning of the 19th century. The rivers were straightened and the banks were fortified with rip-rap. In the second half of the 20th century, barrages were built to generate electricity. This separated the rivers from their floodplains and also prevented them from being migratable. In many areas, this led to unforeseen changes in floodplains and riverbanks.

In the Danube floodplains between Neuburg and Ingolstadt, attempts have been made since 2010 to at least partially reverse these ecological influences through various technical measures: a) a permanent watercourse modelled on a former Danube side channel, b) so-called “ecological flooding” intended to partially return the annual floods to the floodplain, and c) the possibility of lowering groundwater levels by draining parts of the area.

The implementation of these measures was essentially carried out by the water management of the Free State of Bavaria. This was followed by monitoring conducted by the Aueninstitut Neuburg in cooperation with several partners to examine the success of the measures. It was shown that part of the former floodplain dynamics could be regained with technically complex means. Among many other examples, this area served as a model for a successful renaturation measure in the EU project “Danube Floodplain”. The project had the overall objective of improving transnational water

management and flood risk prevention while promoting biodiversity in floodplain areas (win-win situation).

Keywords: restoration, floodplain forest, Danube, Bavaria.

Eingelangt: 2022 12 10

Anschrift:

Bernd Cyffka, E-Mail: Bernd.Cyffka@ku.de
KU Eichstätt-Ingolstadt, Aueninstitut Neuburg, Schloss Grünau,
86633 Neuburg/Donau, Deutschland.

Allgemeine Beiträge

Functional plant traits as indicators of impacts on braided rivers

Alisa Zittel, Isabell Becker, Johannes Kollmann, Norbert Müller, Gregory Egger

Braided rivers are characterised by very high hydro- and morphodynamics. Human impacts altered the natural habitat structures and fluvial processes. In this work we examine to what extent habitat characteristics, species composition and functional plant traits are changed by river degradation. For this purpose, four river sections with different degrees of human impacts were investigated at the Upper Isar in Southern Germany: a diverted river section with bedload deficit, a near natural section, a regulated section and a restored section. In total, 31 habitat parameters and the cover of 19 typical floodplain species and their traits were investigated within 3×3 m plots. The plots were placed in different succession phases along three transects in each of the four sections. The statistical analysis was done using a median test. In addition, an evaluation of the relationships of traits with habitat parameters were performed via a NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling). In summary, the results show that differently impacted river sections of braided rivers differ significantly in terms of habitat parameters, the occurrence and cover of section-specific plant species, as well as the plant traits. The results indicate that plant traits thus enable a superordinate analysis of human impacts on rivers.

Zittel A, Becker I, Kollmann J, Müller N, Egger G (2023) Funktionelle Pflanzenmerkmale als Indikatoren für Auswirkungen auf Umlagerungsflüsse.

Umlagerungsflüsse zeichnen sich durch eine sehr hohe Hydro- und Morphodynamik aus. Durch menschliche Eingriffe werden die natürlichen Habitatstrukturen und fluvialen Prozesse verändert. In dieser Arbeit wird untersucht, wie sich anthropogene Eingriffe auf die Standortfaktoren, die Artenzusammensetzung und funktionalen Pflanzenmerkmale auswirken. Dafür wurden an der Oberen Isar vier Flussabschnitte mit unterschiedlichen Eingriffen (Wasserausleitungsstrecke mit Geschiebedefizit, naturnaher Abschnitt, regulierter Abschnitt, renaturierter Abschnitt) untersucht. Es wurden 31 Standortfaktoren sowie die Deckungsgrade 19 auentypischer Pflanzenarten und deren funktionale Pflanzenmerkmale innerhalb von 3×3 m großen Aufnahmeflächen aufgenommen. Die Aufnahmeflächen wurden in den vier Abschnitten jeweils in drei Transekten in unterschiedliche Sukzessionsphasen gelegt. Die statistische Auswertung der Unterschiede der Abschnitte erfolgte über einen Median-Test. Weiters fand eine Auswertung der Zusammenhänge der Pflanzenmerkmale mit den Standortfaktoren über eine NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) statt. Die Ergebnisse zeigen, dass unterschiedlich degradierte Flussabschnitte von Umlagerungsflüssen sich durch die Standortfaktoren, das Vorkommen und den Deckungsgrad abschnittsspezifischer Pflanzenarten sowie den Pflanzenmerkmalen signifikant unterscheiden. Weiters kann nachgewiesen werden, dass Pflanzenmerkmale eine umfassende Analyse der menschlichen Eingriffe in Flüsse ermöglichen.

Keywords: plant traits, Upper Isar, riparian restoration, human impact, water diversion.

Introduction

Gravel-bed rivers and particularly braided rivers are characterised by an exceptionally high diversity of habitats and highly specialized fauna and flora. Despite their great ecological value, they are among the most endangered ecosystems worldwide (Tockner & Stanford 2002; Hauer et al. 2016). In the European Alps the situation is even more critical, as due to systematic river regulations since the mid-19th century less than half of the braided river sections remain (15% of formerly 34%; Hohensinner et al. 2021; Müller 1995 b). Along

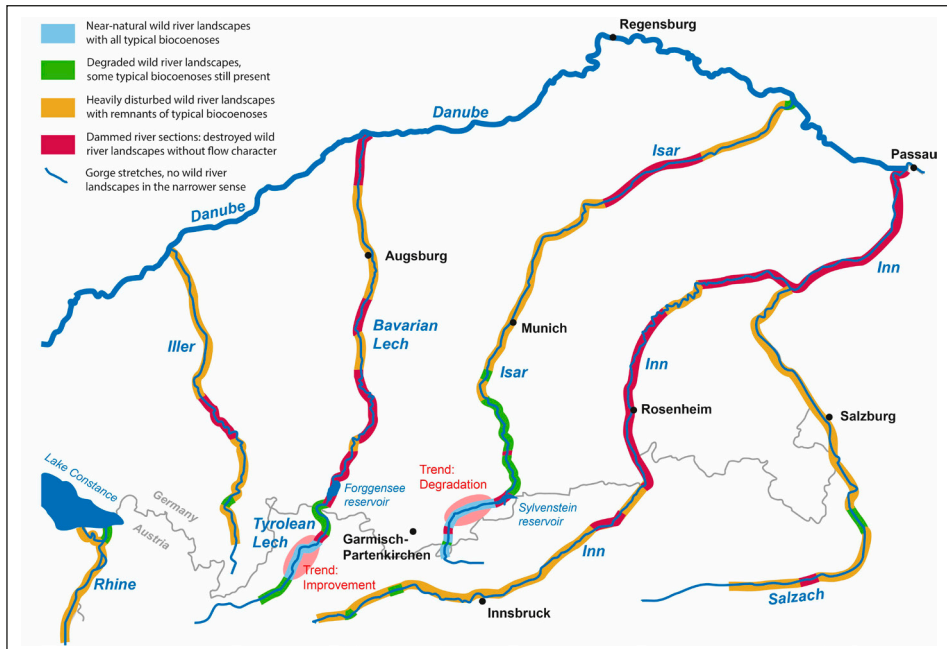


Fig. 1: Classification of the northern alpine wild river landscapes with four degrees of naturalness (after Müller 1991, updated from N. Müller in WWF Deutschland 2022). – Abb. 1: Klassifizierung der nordalpinen Wildflusslandschaften anhand von vier Natürlichkeitsgraden (nach Müller 1991, aktualisiert von N. Müller in WWF Deutschland 2022).

the northern alpine rivers only at the Tyrolean Lech in Austria and at the Upper Isar near-natural sections with all typical species and habitats persist (Fig. 1). Therefore, these last braided river courses are especially important as reference ecosystems for the implementation of the Natura 2000 Directive, EU Birds and Habitats Directives (92/43/EEC) and Water Framework Directive (2000/60/EC), and as species pools for river restoration.

Braided rivers represent extreme ecosystems due to their specific disturbance regime (Egger et al. 2022; Hohensinner et al. 2019). Only specifically adapted species can establish and survive here. Therefore, plants in braided rivers must have special traits which allow them to cope with frequent disturbance and stress (cf. Violle et al. 2007; Catford & Jansson 2014).

The fitness of the species is determined by their performance and their appearance in the habitat in terms of growth, reproduction and survival. These three properties, summarized as performance traits, are largely determined indirectly by the functional traits. These can be divided into phenological, morphological and physiological traits and can be measured at plant level (Violle et al. 2007). In case of changing environmental factors, it can be assumed that the traits change as well (McIntyre et al. 1999).

Different environmental conditions therefore determine the trait quality and the diversity of the traits. Thus, trait diversity reflects ecological selection within the ecosystem constituting specific plant communities. Competition, disturbance and harsh environmental

conditions have an impact on both increasing and decreasing trait divergence (Richardson et al. 2012). In addition, with an ongoing succession the trait diversity generally decreases (Fukami et al. 2005; Roeder et al. 2012).

To date, functional traits were mostly used to characterize the succession phases found along rivers and to explain plant population factors to river dynamics (Corenblit et al. 2015, 2009). With the help of functional traits, a connection between changing environmental factors and vegetation can be established (Keddy 1992; McIntyre et al. 1999; Patten & Auble 1981). The functional plant traits in connection with the impacts on braided rivers were currently only considered to a small extent.

These functional characteristics in connection with the corresponding local habitat parameters as indicators of human impact are the focus of this study. The overall objective is to show the variation between different sections of the Upper Isar River, which are characterised by different impacts. Upstream of the Sylvenstein reservoir, the hydrodynamics and bedload transport in the diverted river section are reduced by the water diversion of the Isar and its tributaries for hydropower utilisation. This leads to a reduction of characteristic processes of wild river landscapes and consequently to an impoverishment of typical habitats and species. Nevertheless, the Upper Isar can be classified as a near-natural wild river landscape despite the diversion (Reich & Rethschulte 2021; Juszczuk et al. 2020). Downstream of the Sylvenstein reservoir, the river regulation and the construction of the reservoir have destroyed the wild river landscape (Maier et al. 2021). This leads to the following research questions (Zittel 2020):

How do the sections of the Upper Isar differ in terms of their habitat parameters, plant species and plant traits?

Are plant traits correlated with environmental factors?

Study site

The Upper Isar is defined as the river reach from the stream source in Tyrol (Austria) at an altitude of 1,200 m above sea level, to the confluence with the Loisach river. Until the 20th century, the Upper Isar was a wild landscape with an extensive braided floodplain (Müller 1995 a). Today, it is one of the last river sections with near-natural river reaches, but also includes sections with human impact and restoration. For these reasons, the Upper Isar was selected for this study.

The following study sections were chosen (Fig. 2):

- Section 1 extends from Wallgau to the mouth of the Reißbach (river km 247–236). It suffers from water diversion at the Krüner Weir and bed load management in the upstream section. The loss of dynamics in the gravel banks and river channels (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011) facilitates succession as shown by an increased cover of willow scrubs (Reich et al. 2008; Juszczuk et al. 2020). Moreover, the water deficit generates dry habitats (Poschloed 2016). However, the section has not been regulated and there is no bank protection.
- Section 2 extends from the mouth of the Reißbach to the Sylvenstein reservoir (river km 234–232). This is the most natural area of the Isar due to the high and natural bed load input of the Reißbach, despite the modification of the river in this area and water ab-

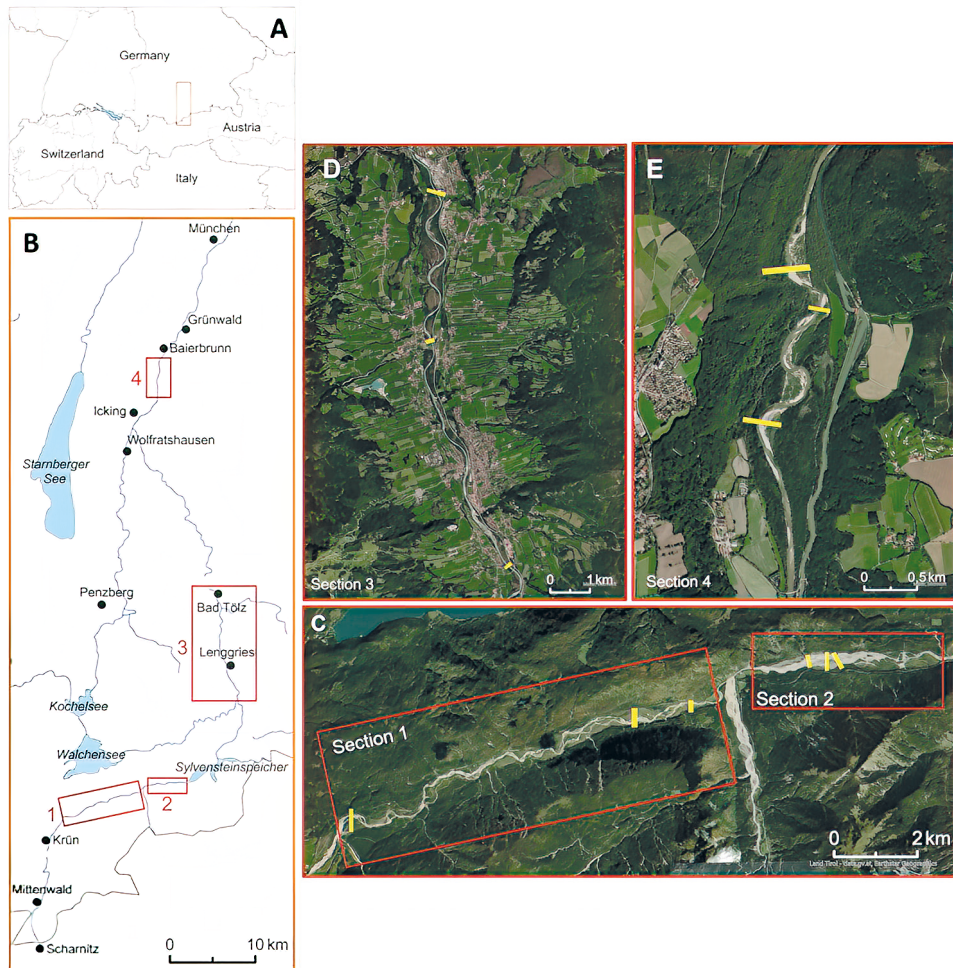


Fig. 2: Location of the Upper Isar (A) and the four river sections (B) in Southern Germany. The sections are shown by the red frames (C–E) with the location of the transects as red lines. (Google Maps 2019; modified from Zittel 2020) – Abb. 2: Lage der Oberen Isar (A) und der vier ausgewählten Abschnitte (B) in Süddeutschland. Zusätzlich ist die Lage der Transekte als rote Linien in den vier Flussabschnitten (rote Rechtecke, C–E) gekennzeichnet. (Google Maps 2019; verändert nach Zittel 2020).

straction from the Reißbach. Due to the nutrient-poor limestone gravel, vegetation-poor gravel banks and islands dominate the floodplain (Müller 1995 a, Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011; Fig. 3). The dynamics of this section are similar to natural conditions of braided rivers, and are characterized by a mosaic of different types of vegetation (Schauer 1998; Juszczyk et al. 2020; Reich et al. 2008).

- Section 3 is located between Lenggries and Bad Tölz downstream of the Sylvenstein reservoir (river km 201–211). The section is regulated and impacted by dam operations (Speer 1977; Maier et al. 2021). In addition, due to the retention capacity of the Sylvenstein reservoir, there is a bed load deficit. The flood peaks are capped, which reduces the



Fig. 3: Aerial view of the near-natural river section 2 upstream of the Sylvenstein reservoir. The frequent high flood pulses with sediment load allows vegetation only to develop in patches on slightly higher areas (picture by G. Egger). – Abb. 3: Schrägluftbild des naturnahen Flussabschnitts 2 flussauf des Sylvensteinspeichers. Die regelmäßigen Hochwasser mit Geschiebetransport stören die Vegetationsentwicklung, die sich daher nur auf etwas höheren Bereichen ausbilden kann (Foto von G. Egger).

characteristic disturbance patterns. The Isar is restricted to one channel by bank structures (Hettrich & Ruff 2011) resulting in river bed depth erosion (Maier et al. 2021). The non-relocated gravel banks are often covered with dense vegetation (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011).

- Section 4 is located about 6 km downstream of the Loisach estuary near Schäftlarn at river km 165–158. The former regulated area was restored between 1999 and 2002. Riverbank stabilisations were removed, and the river received additional gravel and more water. Despite of the location of the restoration in a diverted river section, the flood dynamics are still effective. Due to this at least some of the former riparian forests have been eroded and new gravel banks developed (Muhar et al. 2019; Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011).

Methods

Vegetation and habitat parameters

During the field work in June 2019, habitat parameters and vegetation traits were recorded using a scheme of individual plots along transects. The transects were arranged perpendicular to the course of the river (Fig. 4). Within each of the four sections, three randomly selected transects were chosen. Transect length always refers to the whole morphological floodplain including the fossil floodplain. Transects 1–3 belong to Section 1, 4–6 to Section 2, 7–9 to Section 3, and transects 10–12 to the restored Section 4.

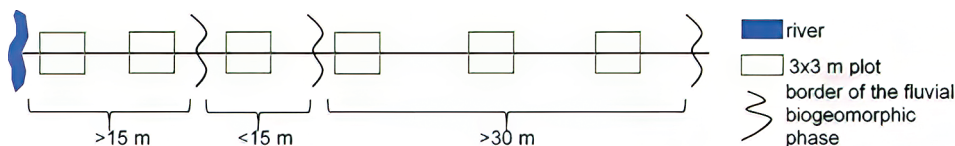


Fig. 4: Overview of the sampling design for the field work. Depending on the length of the fluvial succession phase (after Corenblit et al. 2007), different numbers of plots were set to cover all vegetation patterns. If the succession phase was <15 m in length, one plot was established; if the length was <30 m, two plots were placed; and if the length was ≥ 30 m, three plots were used (Zittel 2020).
 – Abb. 4: Überblick über das Aufnahmedesign der Geländearbeiten. Abhängig von der Länge der fluvialen Sukzessionsphase (nach Corenblit et al. 2007) wurde eine unterschiedliche Anzahl von Aufnahmeflächen angelegt, um alle Vegetationseinheiten abzudecken. Bei einer Länge der Sukzessionsphase von <15 m wurde eine Aufnahmefläche angelegt; bei einer Länge von <30 m wurden zwei Aufnahmeflächen angelegt; und bei einer Länge von ≥ 30 m drei Aufnahmeflächen (Zittel 2020).

Within the transects, 3×3 m plots were set randomly in each occurring fluvial biogeomorphic phase of Corenblit et al. (2007). Depending on the length of the biogeomorphic phases, different numbers of plots were set to cover all vegetation patterns (Fig. 4).

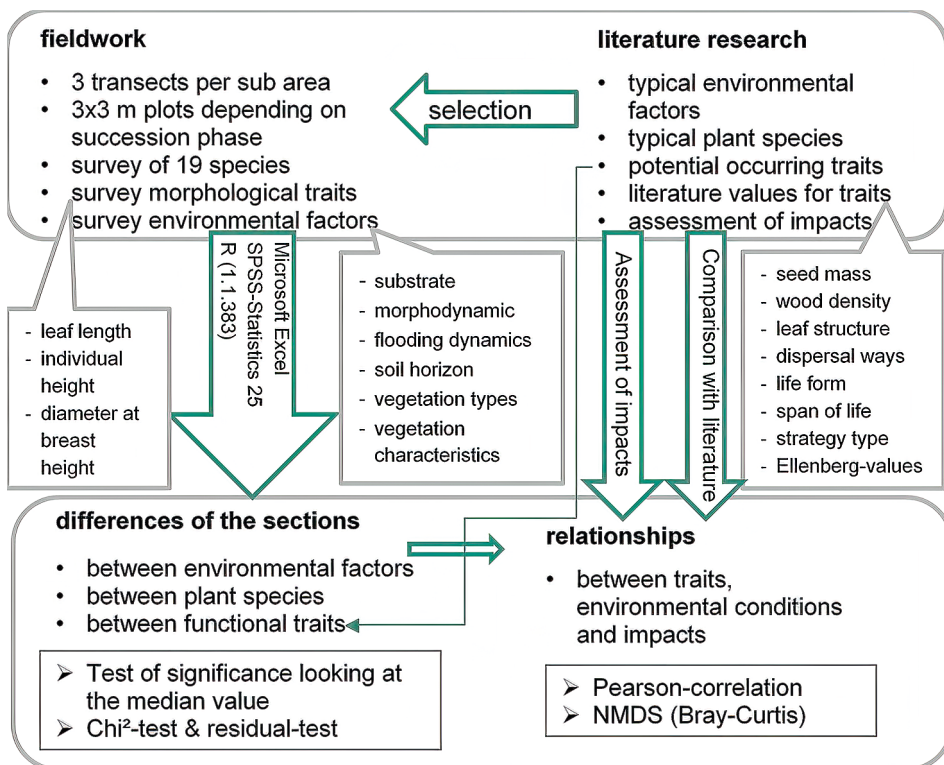


Fig. 5: Methodological approach and relationships of data evaluation (modified from Zittel 2020).
 – Abb. 5: Methodischer Ansatz und Zusammenhänge der Datenauswertung (verändert nach Zittel 2020).

Tab. 1: Parameters collected in the field and from literature (modified from Zittel 2020). – Tab. 1: Im Gelände und aus der Literatur erhobene Parameter (verändert nach Zittel 2020).

Environmental factors	Vegetation characteristics	Selected plant species	Traits
AB: cover bare soil [%] ASt: cover stones [%] ABl: cover rocks [%] Aki: cover gravel [%] ASa: cover sand [%] ASc: cover silt [%] Th: cover deadwood [%] StrD: cover litter [%] StrT: depth litter [cm] T_O: depth O horizon [cm] T_A: depth A horizon [cm] T_F: depth fine soil [cm] MK: morphodynamic GK: wood damage ÜK: flood dynamics CP: biogeomorphic succession after Corenblit et al. (2007)	B: canopy openness [%] Dg: total cover [%] DM: cover moss layer [%] DK: cover herb layer [%] DS: cover shrub layer [%] DB: cover tree layer [%] dHM: Ø height moss l. [m] dHK: Ø height herb l. [m] dHS: Ø height shrub l. [m] dHB: Ø height tree l. [m] mHK: max. height herb l. [m] mHS: max. height shrub l. [m] mHB: max. height tree l. [m] VR: vegetation type after Reich et al. (2008) VE: vegetation type after Egger et al. (2007)	<i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Alnus incana</i> <i>Bromus erectus</i> <i>Calamagrostis pseudophragmites</i> <i>Chondrilla chondrilloides</i> <i>Dryas octopetala</i> <i>Erica carnea</i> <i>Fraxinus excelsior</i> <i>Impatiens glandulifera</i> <i>Juniperus communis</i> <i>Molinia caerulea</i> agg. <i>Myricaria germanica</i> <i>Petasites paradoxus</i> <i>Picea abies</i> <i>Pinus uncinata</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Salix elaeagnos</i> <i>Salix purpurea</i> <i>Solidago gigantea</i> <i>Solidago canadensis</i>	<i>Published data:</i> BA: leaf endurance BF: leaf form leaf anatomy X: xeromorphic form AF: expansion form seed dispersal SG: seed mass LF: life form ST: strategy type V: lignification HD: wood density span of life Ellenberg values <i>Field data:</i> dBl mean leaf length dH mean height dBHU mean range at breast height dBM biomass

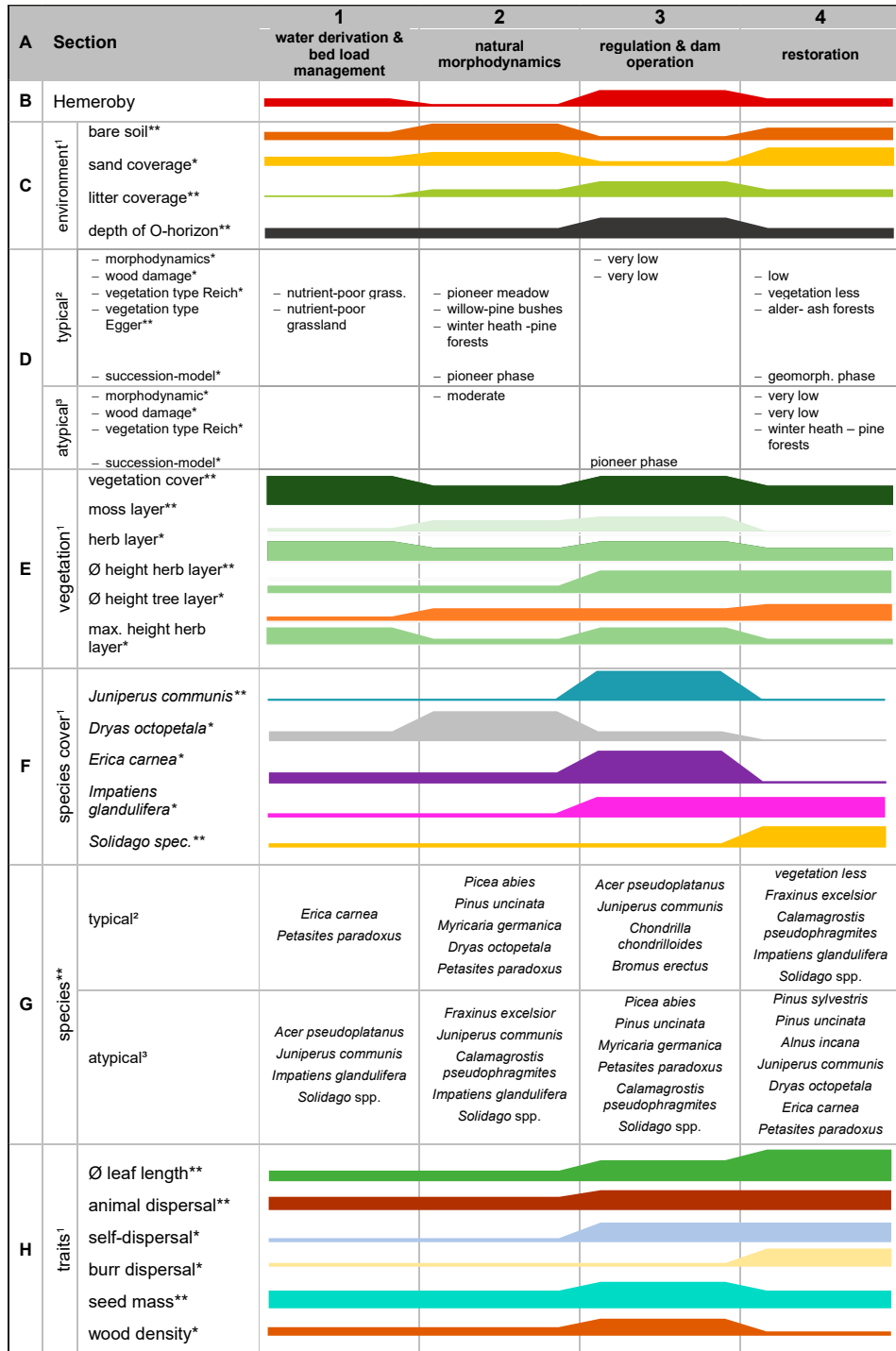
In total, 31 parameters were recorded for 86 plots (Tab. 1). In each plot the habitat parameters were gathered. Besides, 19 plant species were selected as typical species of each succession phase. The floristic determination was made according to Fischer et al. (2008). Their coverage, individual plant height, diameter at breast height (DBH), mean leaf length and plant traits were collected in the field. Additionally, plant traits and Ellenberg values (Ellenberg & Leuschner 2010) were collected from the literature (s. Zittel 2020; Fig. 5).

Statistical analysis

To test the differences between the sections, the metric habitat parameters, plant coverage and metric traits of the transects were statistically verified over the mean values. Therefore, the median test was used at the global level to check if there were statistically significant differences of the transects of the sections. The test result was considered significant for $p \leq 0.05$. If there were significant differences at the global level, we checked with post-hoc tests about the location of these differences at the local level.

The nonmetric environmental parameters, the occurrence of species and nonmetric traits were tested by a Chi²-test at the global level and in a second step at the local level over residual tests, to check which attribute-composition was “typical” (statistically overrepresented) or “atypical” (statistically underrepresented) for the section. All combinations of characteristics in which the corrected residuals are $u_{[ij]} > 1.96$, are referred to as typical and all combinations of characteristics with $u_{[ij]} < -1.96$ as atypical.

The relationships of the traits and the environmental parameters were made visible with a Pearson-correlation and in a NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) using the Bray-Curtis distance measure.



A Section		1 water derivation & bed load management	2 natural morphodynamics	3 regulation & dam operation	4 restoration
I	typical ¹	– leaf endurance** – life form** – strategy type* – xeromorphic form* – Ellenberg values L T K F R N S	– evergreen – stress tolerant	 – evasive	– deciduous- + overwinter green – therophyte, geophyte – competitor-ruderal – enduring – x 6 7 8 9 5/7 x
	atypical ¹	– leaf endurance** – life form** – xeromorphic form* – Ellenberg values – L T K F R N S	 – x x 3 x x x x	– geophyte – enduring – x 3 x x x 4 x	– evergreen – chamaephyte – evasive – x x x 4 8 2 x

Fig. 6: Summary of the results showing differences between the four river sections at the Upper Isar: **A** the sections with their main impacts; **B** the hemeroby of the sections; **C**, **D** and **E** the differences of the environmental factors between the sections, using the median, with **C** metric, **D** nonmetric values and **E** metric vegetation attributes. **F** presents the differences in species cover, and **G** the typical and atypical plants for each section; **H** shows the metrical traits, and **I** the nonmetric traits. *: $0.05 > p > 0.01$; **: $p < 0.01$; ¹: tested by median test; ²: tested by residual test with $u[ij] > 1.96$; ³: tested by residual test with $u[ij] < -1.96$ (modified from Zittel 2020). – Abb. 6: Übersicht der Ergebnisse, welche die Unterschiede zwischen den Abschnitten der Oberen Isar zeigen: **A** die Abschnitte mit ihren Haupteingriffen, **B** die Hemerobie der Teilbereiche; **C**, **D** und **E** die Unterschiede der Umweltfaktoren zwischen den Abschnitten, dargestellt anhand des Medians: **C** metrische Werte, **D** nicht-metrische Werte und **E** metrische Vegetationsattribute. **F** zeigt die Unterschiede in der Artenvielfalt und **G** die typischen und atypischen Pflanzen für jeden Abschnitt. **H** zeigt die metrischen Merkmale und **I** die nicht-metrischen Pflanzenmerkmale. *: $0,05 > p > 0,01$; **: $p < 0,01$; 1: getestet durch Median-Test; 2: getestet durch Residual-Test mit $u[ij] > 1,96$; 3: getestet durch Residual-Test mit $u[ij] < -1,96$ (verändert aus Zittel 2020).

Results

Differences of habitat parameters

The median test pointed out that 15 out of 31 variables showed statistically significant differences among the four sections (Fig. 6 C, D, E). The part of bare soil was highest in the near-natural Section 2, followed by the restored Section 4, whereas the cover of litter was highest in the regulated Section 3. The depth of the O-horizon, the vegetation cover, cover of moss and herb layer as well as the maximum tree height were highest in the regulated Section 3.

Differences of plant species

Regarding the species coverage in the plots, five out of 19 species showed statistically significant differences between the sections with the median test. *Juniperus communis* was only found in the regulated Section 3, the highest coverage of *Erica carnea* was also in Section 3, whereas *Dryas octopetala* showed its highest coverage in the near-natural Section 2. The alien plant species *Impatiens glandulifera* and *Solidago* spec. were only represented in the regulated and the restored Sections 3 and 4. Looking at the occurrence of species in the sections, over- and underrepresented species were found at all sections (Fig. 5, part G).

Differences of traits

Ten of the considered traits and five Ellenberg values showed statistically significant differences among the sections. Leaf length was highest in regulated Section 3 and restored

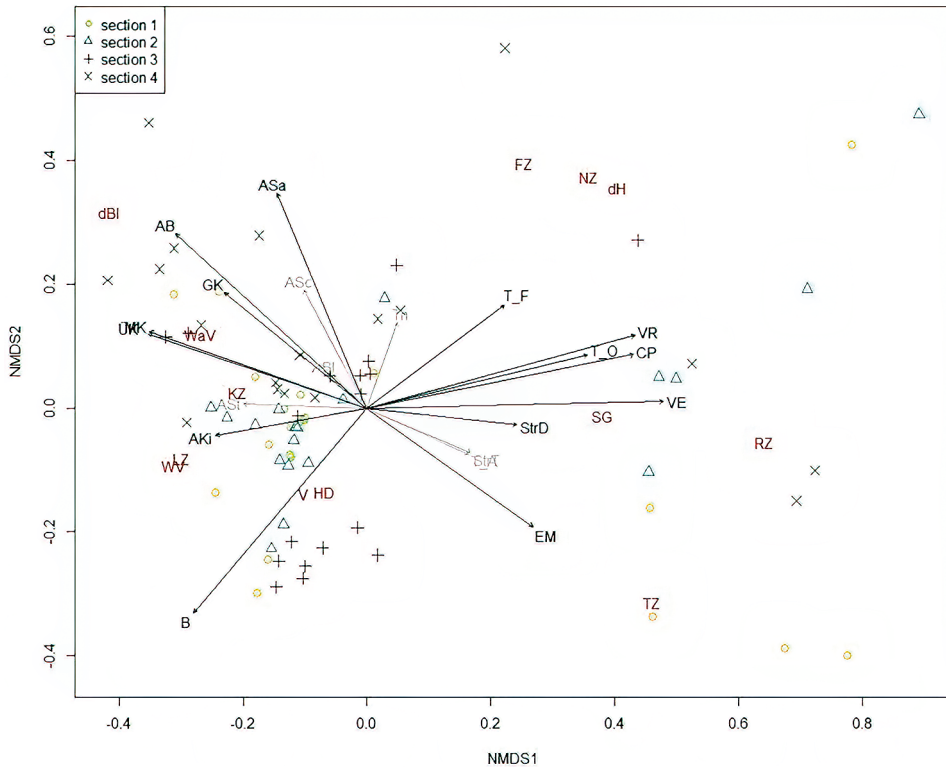


Fig. 7: Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) of the plot ordination looking at traits across all sections (dBl = mean leaf length, WaV = water dispersal, KZ = continentality value, LZ = light value, WV = wind dispersal, V = lignification, HD = wood density, FZ = humidity value, NZ = nitrogen value, dH = mean height, SG = seed mass, RZ = acidity value, TZ = temperature value). Additionally, environmental factors were added to the NMDS (ASa = cover of sand, AB = cover of bare soil, ASs = cover of silt, GK = wood damage, MK = morphodynamic, ÜK = flood dynamic, ASst = stone cover, Aki = gravel cover, B = canopy openness, EM = distance to mean water, T_A = depth of A-horizon, Str = litter depth, StrD = litter cover, T_O = depth O-horizon, T_F = depth of fine soil, Th = deadwood cover, VE = vegetation type after Egger et al. (2007), VR = vegetation type after Reich et al. (2008), CP = biogeomorphic succession phase after Corenblit et al. (2007)). The environmental factors (black font) show statistically significant relationships (modified from Zittel 2020). – Abb. 7: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der Plot-Ordination unter Berücksichtigung von Pflanzenmerkmalen über alle Abschnitte (dBl = mittlere Blattlänge, WaV = Wasserausbreitung, KZ = Kontinentalitätswert, LZ = Lichtwert, WV = Windausbreitung, V = Verholzung, HD = Holzdichte, FZ = Feuchtezahl, NZ = Stickstoffzahl, dH = mittlere Höhe, SG = Samenmasse, RZ = Reaktionszahl, TZ = Temperaturzahl). Zusätzlich wurden dem NMDS Umweltfaktoren hinzugefügt (ASa = Anteil Sand, AB = Anteil offener Boden, ASs = Anteil Schluff, GK = Holzschäden, MK = Morphodynamik, ÜK = Hochwasserdynamik, ASst = Anteil Steine, Aki = Anteil Kies, B = Offenheit des Kronendachs, EM = Abstand zum Mittelwasser, T_A = Mächtigkeit A-Horizont, Str = Mächtigkeit Streu, StrD = Anteil Streubedeckung, T_O = Mächtigkeit O-Horizont, T_F = Mächtigkeit Feinboden, Th = Anteil Totholzbedeckung, VE = Vegetationstyp nach Egger et al. (2007), VR = Vegetationstyp nach Reich et al. (2008), CP = biogeomorphologische Sukzessionsphase nach Corenblit et al. (2007)). Die Umweltfaktoren (schwarze Schrift) zeigen statistisch signifikante Zusammenhänge (verändert nach Zittel 2020).

Section 4, also animal-dispersal and self-dispersal. Burr dispersal was highest in the restored Section 4, whereas seed mass and wood density were highest in the regulated Section 3. Especially Sections 2–4 showed typical Ellenberg values like moisture value and nitrogen value and atypical traits like leaf endurance and life form (s. Fig. 5, part I). Looking at trait diversity the plots of the regulated Section 3 were similar and were organized in a close way to each other in the NMDS (Fig. 6). Unlike this, the trait diversity in the near-natural Section 2 and restored Section 4 was higher, focussing on the differences of the plots and the organization with high distances to each other.

Relationship between traits and habitat parameters

Looking at the NMDS ordination of traits in the space (Fig. 7) there were different relationships to habitat parameters. Seed mass, individual height and the Ellenberg values except of the light and continental values were correlated with increasing soil depth, increasing distance to the mean water and an advanced succession phase.

Plant traits like mean leaf length, water dispersal, wind dispersal, amount of woody plants, wood density, and the Ellenberg values for light and continentality were highly related to increasing indicators of high river dynamics like coverage of bare soil, morphodynamics and flood dynamics, wood damage, coverage of sand and gravel and more open canopy.

Discussion

A mosaic of different succession phases is typical for braided river ecosystems (Egger et al. 2007; Egger et al. 2022) which was also represented by different traits occurring side by side in the four study sections at the Upper Isar. Trait diversity of the overgrown diverted reach within Section 1 decreased due to the lack of bedload and the resulting lower intensity of disturbance (Fig. 5). The trait characteristics were still very similar to those of the near-natural system in Section 2. However, the cover of woody plants (especially willow shrubs) increased in this reach in the last decades and the species composition and traits might change on a long term (Reich et al. 2008; Juszczuk et al. 2020).

Section 2 is only affected by water diversion; it is used as a near-natural reference for North alpine braided rivers (Juszczuk et al. 2020). Plants need to be adapted to the frequent disturbances which is expressed by their traits (Parkhurst & Loucks 1972). The traits in Section 2 were characterised by a short leaf length and a low seed mass (Fig. 5). Besides, early pioneer phases were still present which causes according to Fukami et al. (2005) a higher trait diversity, i.e. a higher dispersion in the NMDS (Fig. 6). This high dispersion of the near-natural Section 2 showed the high trait dissimilarity of this section compared to the restored Section 4. In the regulated Section 3, on the other hand, the plots were similar in the expression of the traits, which resulted in an orientation of the plots close to each other (Fig. 6).

Compared to the traits of the near-natural Section 2, the traits of Section 3 were characterised by high seed mass, high wood density and generally low trait diversity (Fig. 5). A correlation could be observed here due to the change in disturbance intensity caused by retention of flood peaks and bedload in the Sylvenstein reservoir as well as bank protection, which allows no relocation. Thus, there is an adaptation to these more stable conditions with progressive succession. Besides, it was striking here that the plots within Section 3

could almost exclusively be classified in the biogeomorphological and the ecological phase of the fluvial biogeomorphic succession concept of Corenblit et al. (2007). Considering that there are no pioneer communities in Section 3 it seems reasonable that the trait diversity is lower here (Fukami et al. 2005). In terms of traits, the regulated Section 3 could be assessed as completely altered and impaired.

In contrast, the trait values in the plots of the restored Section 4 had a wide range of variation. However, the traits did not correspond to the near-natural Section 2 (Fig. 5, Fig. 6). Trait diversity was high, which can be attributed to the newly created pioneer sites (Fukami et al. 2005). However, a full adaptation of the vegetation to the conditions prevailing in the natural system takes time (Bartha et al. 2003; Diggelen et al. 2001; Prach et al. 1999). Thus, it takes more than 20 years after restoration for the complete reestablishment of species (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011). Although the habitat parameters were like those of near-natural diverted Section 2 and the trait diversity was also similar (Fig. 6), the typical species were different (Fig. 5). Colonisation with the typical species occurring in the natural system can only take place via water- and wind dispersal. However, the area can again be assessed as only moderately impacted.

Résumé

The four river sections along the Upper Isar are characterised by different habitat parameters and plant species. The overgrown diverted Section 1 with impacts on the hydro- and morphodynamic regime is characterised by a high proportion of woodland. The expression of the species here is shifted to the dryness-adapted range. However, the habitat parameters and traits here are most like the near-natural Section 2. Besides, the latter is also characterised by high diversity of species and traits.

The removal of morpho- and hydrodynamics in the regulated Section 3 leads to drastic changes in the river and riparian ecosystem. This leads to high amounts of advanced phases of succession resulting in similar individual sites in terms of their species and trait composition.

In the restored Section 4, removing of the bank protection and adding of bedload by side erosion were planned to re-initiate the characteristics of the former braided river. This leads to an approximation to the near-natural Section 2 regarding the habitat parameters and clear differences to the regulated Section 3. The trait diversity is increasing again and is similar to that of Section 2. Trait characteristics, however, are still different to the near-natural diverted Section 2.

Our results indicate that traits thus enable a superordinate view of human interventions on rivers. Natural sites can be investigated as trait references and can be used as indicators of the deviating states of restored river reaches in terms of their expression and diversity. The consideration of traits is also advantageous in the global comparison of restored rivers. As different species occur in different climatic regions, they still had to adapt to the similar site conditions with frequent disturbances and stresses of braided rivers and probably developed corresponding traits. The comparison of traits could therefore be a valuable tool and should be tested on other rivers.

Acknowledgments

This publication was supported by a doctoral scholarship from the Schweisfurth Foundation for Isabell Becker, for which we would like to express our sincere thanks. We would also like to thank Prof. Dr. Erwin Lautsch for his support in the statistical evaluations. A very special thank you goes to Dr. Anton Drescher for his comprehensive reviewing!

Literature

- Bartha S, Meiners S J, Pickett S T A, Cadenasso M L (2003) Plant colonization windows in a mesic old field succession. *Applied Vegetation Science* 6, 205–212. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00581.x>
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2011) Flusslandschaft Isar im Wandel der Zeit. LfU, Augsburg, 104p.
- BayernAtlas [WWW Document] (2019) Bayernatlas.de. URL <http://www.bayernatlas.de> (accessed 28-11-2022)
- Catford J, Jansson R (2014) Drowned, buried and carried away: Effects of plant traits on the distribution of native and alien species in riparian ecosystems. *New Phytologist* 204, 19–36. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.12951>
- Corenblit D, Baas A, Balke T, Bouma T, Fromard F, Garófano-Gómez V, González E, Gurnell A M, Hortobágyi B, Julien F, Kim D, Lambs L, Stallins J A, Steiger J, Tabacchi E, Walcker R (2015) Engineer pioneer plants respond to and affect geomorphic constraints similarly along water–terrestrial interfaces world-wide. *Global Ecology and Biogeography* 24, 1363–1376. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12373>
- Corenblit D, Steiger J, Gurnell A M, Naiman R J (2009) Plants intertwine fluvial landform dynamics with ecological succession and natural selection: a niche construction perspective for riparian systems. *Global Ecology and Biogeography* 18, 507–520. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00461.x>
- Corenblit D, Tabacchi E, Steiger J, Gurnell A M (2007) Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. *Earth Science Reviews* 84, 56–86. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2007.05.004>
- Diggelen R V, Grootjans A P, Harris J A (2001) Ecological restoration: State of the art or state of the science? *Restoration Ecology* 9, 115–118. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009002115.x>
- Egger G, Aigner S, Angermann K (2007) Vegetationsdynamik einer alpinen Wildflusslandschaft und Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf das Störungsregime, dargestellt am Beispiel des Tiroler Lechs. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 72, 5–54
- Egger G, Rood S B, Becker I, Betz F, Chepinoga V, Deil U, Lashchinskiy N, Magnusson B, Roth A, Stewart G, Troeva E, Müller N (2022) Riparian vegetation of gravel-bed rivers - a global review. *Encyclopedia of Inland Waters*. 2nd edition, Vol. 3, 182–213. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00173-0>
- Ellenberg H, Leuschner C (2010) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6th ed., UTB-Verlag, Stuttgart, 1334p. ISBN: 9783825281045
- Fischer M A, Oswald K, Adler W (2008) Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 3. Auflage. 1391p. ISBN: 978-3-85474-187-9
- Fukami T, Bezemer T M, Mortimer S R, van der Putten W H (2005) Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. *Ecology Letters* 8, 1283–1290. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00829.x>

- Hauer F R, Locke H, Dreitz V J, Hebblewhite M, Lowe W H, Muhlfield C C, Nelson C R, Proctor M F, Rood S B (2016) Gravel-bed river floodplains are the ecological nexus of glaciated mountain landscapes. *Science Advances* 2, e1600026. DOI: 10.1126/sciadv.1600026
- Hettrich R, Ruff A (2011) Freiheit für das wilde Wasser - Die WWF-Alpenflussstudie. WWF Deutschland, 140p.
- Hohensinner S, Besci R, Egger G, Fiebig M, Knopper F, Muhar S, Piégay H, Polt R (2019) Morphology. The many faces of Alpine Rivers. In: Muhar S, Muhar M, Egger G, Siegrist D (Eds.): *Rivers of the Alps. Diversity in Nature and Culture*. Haupt-Verlag, Bern, 86–113. ISBN: 978-3-258-08114-4
- Hohensinner S, Egger G, Muhar S, Vaudor L, Piégay H (2021) What remains today of pre-industrial Alpine rivers? Census of historical and current channel patterns in the Alps. *River Research and Applications* 37, 128–149. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.3751>
- Juszczyk I, Egger G, Müller N, Reich M (2020) Auswirkungen der Ausleitung der Oberen Isar auf die Auenvegetation. *Auenmagazin* 17, 28–37
- Keddy P A (1992) Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3, 157–164. DOI: <https://doi.org/10.2307/3235676>
- Maier F, Becker I, Speer F, Egger G (2021) Die Obere Isar – eine verlorene Wildflusslandschaft? Eingriffe und deren Auswirkungen sowie Renaturierungspotenziale der Oberen Isar vom Krüner Wehr bis Bad Tölz. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 86, 3–38
- McIntyre S, Lavorel S, Landsberg J, Forbes T D A (1999) Disturbance response in vegetation – towards a global perspective on functional traits. *Journal of Vegetation Science* 10, 621–630. DOI: <https://doi.org/10.2307/3237077>
- Muhar S, Arnaud F, Aschwanden H, Binder W, Broggi M, Greimel F, Knopper F, Michor K, Morandi B, Piégay H (2019) Restoration. New life for the rivers of the Alps. In: Muhar S, Muhar A, Egger G, Siegrist D (Eds.): *Rivers of the Alps. Diversity in Nature and Culture*. Haupt-Verlag, Bern, 320–343
- Müller N (1991) Veränderungen alpiner Wildflußlandschaften in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. *Augsburger Ökologische Schriften* 2, 9–30
- Müller N (1995 a) Wandel von Flora und Vegetation nordalpiner Wildflusslandschaften unter dem Einfluß des Menschen. *Berichte Bayer. Akademie für Naturschutz Landschaftspflege* 19, 125–187
- Müller N (1995 b) River dynamics and floodplain vegetation and their alterations due to human impact. *Archiv für Hydrobiologie, Large Rivers* 9, 477–512. DOI: <https://doi.org/10.1127/lr/9/1996/477>
- Parkhurst D F, Loucks O L (1972) Optimal leaf size in relation to environment. *Journal of Ecology* 60, 505–537. DOI: <https://doi.org/10.2307/2258359>
- Patten B C, Auble G T (1981) System theory of the ecological niche. *The American Naturalist* 117, 893–922. DOI: <https://doi.org/10.1086/283777>
- Poschold P (2016) Die Obere Isar – Flusslandschaft im Wandel: Eine „Kulturgeschichte“ wasserbau-licher Maßnahmen und der Waldweide. *Tuexenia Beihefte* 9, 85–105
- Prach K, Pyšek P, Šmilauer P (1999) Prediction of vegetation succession in human-disturbed habitats using an expert system. *Restoration Ecology* 7, 15–23. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.07102.x>
- Reich M, Bargiel D, Rühmkorf H (2008) Die Obere Isar zwischen Fkm 253 und Fkm 232: Veränderungen der Vegetationsverhältnisse zwischen 1958 und 2006, Auswirkungen der Hochwasser 1999 und 2005 und Situation und Perspektive ausgewählter Zielarten. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt und des Wasserwirtschaftsamtes Weilheim (Schlussbericht). Hannover, 20p.
- Reich M, Rethschulte C (2021) Beachlife an der Oberen Isar: räumliche und zeitliche Dynamik in einem Hotspot der Biodiversität. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamts für Umwelt, 70p.

- Richardson S J, Williams P A, Mason N W H, Buxton R P, Courtney S P, Rance B D, Clarkson B R, Hoare R J B, John M G S, Wiser S K (2012) Rare species drive local trait diversity in two geographically disjunct examples of a naturally rare alpine ecosystem in New Zealand. *Journal of Vegetation Science* 23, 626–639. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01396.x>
- Roeder M, Hölscher D, Kossmann-Ferraz I D (2012) Traits and growth of liana regeneration in primary and secondary forests of Central Amazonia. *Applied Vegetation Science* 15, 108–118. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01152.x>
- Schauer T (1998) Die Vegetationsverhältnisse an der Oberen Isar vor und nach der Teiltrückleitung. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 53, 131–183
- Speer F (1977) Das Problemgebiet Obere Isar - Entwicklung - Zustand- Lösungsvorschläge. Dargestellt am Beispiel der Isarauen zwischen Lenggries und Bad-Tölz. Diploma Thesis at the University of Munich-Weihenstephan, 193p.
- Tockner K, Stanford J A (2002) Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29, 308–330. DOI: 10.1017/S037689290200022X
- Violle C, Navas M-L, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E (2007) Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- WWF Deutschland (2022): Mehr Power für die Isar. WWF Deutschland, 22p.
- Zittel A (2020) Funktionale Traits als Indikatoren für die Beurteilung von Eingriffen an Umlagerungsflüssen – am Beispiel der Oberen Isar. Master thesis at the Karlsruhe Institute of Technology (KIT), 90p. + Appendix

Received: 2023 02 23

Addresses:

Alisa Zittel, M.Sc., E-Mail: alisa.zittel@t-online.de

Isabell Becker, M.Sc., E-Mail: isabell.becker@kit.edu,
ORCID: 0000-0001-5906-3127 Abteilung Aueninstitut, Karlsruher Institut
für Technologie (KIT), Josefstraße 1, D-76437 Rastatt, Deutschland.

Johannes Kollmann, E-Mail: johannes.kollmann@tum.de,
ORCID: 0000-0002-4990-3636
Lehrstuhl Renaturierungsökologie, Technische Universität München (TUM),
Emil-Ramann-Str. 6, D-85354 Freising, Deutschland.

Norbert Müller, E-Mail: n.mueller@fh-erfurt.de, ORCID: 0000-0002-2543-4046
Fachgebiet Landschaftspflege und Biotopentwicklung, Fachhochschule Erfurt,
Leipziger Straße 77, D-99084 Erfurt, Deutschland.

Gregory Egger, E-Mail: gregory.egger@kit.edu, ORCID: 0000-0002-2143-9931
(Corresponding author)
Abteilung Aueninstitut, Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Josefstraße 1,
D-76437 Rastatt, Deutschland.

Die Lunzer Seen – ein wissenschaftlich-historischer Exkurs

Hommage an Prof. Dr. Franz Berger

Martin T. Dokulil

Diese Übersicht über mehr als ein Jahrhundert Forschung an der Biologischen Station Lunz am See, seit 2005 Wasser Cluster Lunz, bildet den dritten Teil einer historischen Darstellung der limnologischen Forschung in Österreich. Der Artikel soll einen Überblick über die vielfältigen Arbeiten an den drei Lunzer Seen seit etwa 1900 ermöglichen. Bisher unbekannte Daten aus dem wissenschaftlichen Nachlass von Prof. Dr. Franz Berger wurden mit veröffentlichten Ergebnissen kombiniert, sowie bekannte, aber verstreute Daten zusammengeführt, verglichen und neu interpretiert. Dissertationen und weniger bekannte Veröffentlichungen wurden eingebunden. Den Abschluss bildet ein Resümee der historischen Abläufe mit einem Hinweis auf mögliche offene Fragen.

Dokulil M (2003) The Lakes near Lunz, Austria – a science-historic perspective. Homage to Prof. Dr. Franz Berger.

This synopsis of a century of research at the Biological Station Lunz am See, since 2005 Wasser Cluster Lunz, forms the third part of a historical perspective of limnological research in Austria. The article intends to provide a detailed overview of the diverse investigations in the three lakes situated near Lunz in Austria since about 1900. Hidden data from the scientific legacy of Prof. Dr. Franz Berger were combined with published results, as well as published but scattered data merged, compared, and re-interpreted. Dissertations and lesser-known publications were incorporated. A resume at the end rounds up the historical developments with a note to open questions.

Keywords: science history, regional limnology, mountain lakes, meromixis, oligotrophic.

Motto:

*Ach, wie viel ist doch verborgen,
was man immer noch nicht weiß*

Wilhelm Busch

Präambel

Dr. Franz Berger (1903–2002) war wohl DER Limnochemiker seiner Generation. Ab 1934 an der Biologischen Station Lunz am See angestellt, war er verantwortlich für die Erfassung des Chemismus der Gewässer in Lunz und anderswo. Seine Messergebnisse flossen oft in Veröffentlichungen ein ohne seine Mit-Autorenschaft. Als engagierter und von seinem Fach begeisterter Lehrer hat er mehrere Generationen von Limnologen in seinem Limno-Chemiekurs und auf Exkursionen ausgebildet und geprägt. Die Abbildung zeigt Professor Dr. Franz Berger mit dem Autor als Student beim Chemiekurs im Februar 1967. In seinen Arbeiten strebte Berger immer höchste Präzision in den Methoden an, hat sie weiterentwickelt (z. B. Berger 1938, 1948) und danach getrachtet, ständig auf dem neuesten Stand zu bleiben. In seinem wissenschaftlichen Nachlass, den ich verwalten durfte, fanden sich zahlreiche unveröffentlichte Messergebnisse, die zusammen mit bereits publizierten Daten in dieser Studie dargestellt und interpretiert werden. Darüber hinaus be-

fanden sich im Nachlass auch Daten seines Vorgängers Dr. H. Müller, welche nicht oder nur teilweise veröffentlicht wurden. Auch diese Ergebnisse werden hier vergleichend dargestellt, neu bewertet und interpretiert.



Professor Dr. Franz Berger mit dem Autor als Student beim Chemiekurs an der Biologischen Station Lunz/See im Februar 1967. – Professor Dr. Berger with the author as student. Limno-Chemical course at the Biological Station Lunz/See, Austria, February 1967.

Da ich zum Zeitpunkt seines Ablebens gerade österreichischer Landesvertreter der Internationalen Vereinigung für Limnologie (SIL) war, wurde mir die Ehre zu Teil, Franz Berger bei seiner Einsegnung würdigen zu dürfen. Lebensweg und wissenschaftliche Veröffentlichungen Bergers wurden zu dessen 80sten Geburtstag von Löffler (1984) dargestellt. Mir ist es ein Anliegen, mit der vorliegenden Arbeit an die umfangreiche Tätigkeit von Herrn Professor Dr. Franz Berger zu erinnern und zugleich einen wesentlichen Teil seiner unveröffentlichten Ergebnisse der Öffentlichkeit zu übergeben.

Einleitung

Bereits in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts lange vor der Gründung der Biologischen Station durch Karl Kupelwieser 1906, wurde in der Region Lunz verschiedentlich geforscht. So etwa Pötsch (1856, 1857), der Moose, vor allem Arten der Gattung *Sphagnum* sowie ein folioses Lebermoos vom Schwingrasen am Lunzer Obersee beschreibt. Über die Fische des Lunzer Sees berichtet bereits Fitzinger (1879). Er beschreibt den Lunzer See sowie den Erlaufsee mit sechs beziehungsweise fünf Arten als vergleichsweise artenarm. Vor allem ist aber die erste Planktonuntersuchung des Lunzer Untersees (LUS) durch Hansgirg (1905) zu erwähnen. Der Autor wies auf die große Transparenz des Wassers hin, war doch sein Planktonnetz bis 12 m sichtbar. Irritierend ist für ihn das Fehlen von Chroococcaceen und Diatomeen, sowie die Dominanz der Desmidiaceen. Letztere waren hauptsächlich durch die Gattung *Staurastrum* vertreten, wobei *St. paradoxum* an Individuenzahlen sogar das häufige *Ceratium hirundinella* übertrifft. Insgesamt gibt Keissler (1900) an, 20 pflanzliche Arten aus 11 Gattungen vorgefunden zu haben, aber nur sieben Vertreter des Zooplanktons (3 Rotatorien, 2 Copepoden und 2 Cladoceren). Neben dem Plankton widmete sich Keissler bereits auch der Uferregion, den Zonierungen der aquatischen Vegetation und den Algen in Ufernähe. Hier verwies er auf die vergleichsweise größeren Zahlen an Arten und vor allem auf das Vorkommen von Diatomeen. Der Autor versuchte auch das Planktonvolumen quantitativ zu bestimmen (Tabelle auf S. 549 in Keissler 1900). Da es sich um Netzfänge und Absetzvolumina handelte, sind die Ergebnisse nur mit Vorbehalt mit späteren Resultaten zu vergleichen. Trotzdem sind seine Vergleiche zu anderen Seen interessant, da mit gleichen Methoden erarbeitet. Die von ihm im September 1900 ermittelten 137 cm³ Plankton unter einem Quadratmeter bis 20 m Tiefe waren nach seinen Angaben dreimal mehr als im Attersee, aber neunmal weniger als im Dobersdorfer See bei Kiel. Zur Frage der horizontalen Verteilung schloss Kreissler aus seinen Beobachtungen, dass diese im Lunzer See praktisch vernachlässigbar sei, sich aber sehr wohl die Vertikalwanderung des tierischen Planktons in der Tiefenverteilung von Tag- und Nachtfängen niederschlägt. Weitere Angaben zu Algenarten im Oberen und Unteren Lunzersee, Erlaufsee und Hechtensee finden sich bei Hansgirg (1905).

Der Botaniker Professor Richard von Wettstein hat bereits 1899 in einem Vortrag über die Zukunft der Biologie in Österreich darauf hingewiesen, dass Lunz am See ein geeigneter Standort für eine biologische Station wäre (Gruber 2012, S. 88). Tatsächlich kam es 1906 zur Gründung und Einrichtung einer biologischen Station in Lunz am See durch Dr. Karl Kupelwieser. Prof. Richard Woltereck als Leiter und Dr. Franz Ruttner als sein Assistent bestimmten die frühe Ausrichtung auf die Ökologie der Gewässer (Limnologie), wie Schiemer (2014) ausführte.

Neben Publikationen zur Bekanntmachung der neuen Station (z. B. Woltereck 1906) erschien bereits 1906 eine Arbeit über *Diaptomus tatricus* in den Ostalpen (Brehm 1907). Überraschend ist, dass bereits zwischen 1906 und 1909 bakteriologische Untersuchungen nach der Plattenmethode erfolgten, die 1926–1929 fortgesetzt wurden (Zih & Ruttner 1932). Der Dynamik des Stickstoff- und Sulfatumsatzes widmeten sich Klein und Steiner (1929), die zahlreiche beteiligte Organismengruppen nachweisen konnten, wobei sie bereits auf wesentlich höhere Keimgehalte im Schlamm hinwiesen. Die dabei aufgefundenen Schichtungsbilder von Nitrit und Ammoniak und ihre Abhängigkeit von der Sauerstoff-Konzentration untersuchte im Detail danach Müller (1934) in einigen Alpenseen,

insbesondere im Lunzer Obersee. Diese frühen Befunde fanden lange keine Fortsetzung. Erst Anfang der 1980er Jahre findet sich eine Erhebung der benthischen Bakterien (Zibuschka 1981).

Datengrundlage

Zunächst musste der Nachlass von Prof. Berger gesichtet und geordnet werden. Die vorgefundenen Unterlagen erwiesen sich als sehr heterogen. Einige Mappen und Ordner enthielten Aufzeichnungen und Materialien von Vorgängern ohne genaue Zuordnung. Bergers persönlicher wissenschaftlicher Nachlass war gleichfalls verschiedenartig. Neben Protokollen auf Einzelzettel und in Heften, waren Graphiken in unterschiedlichem Zustand und Größe vorhanden. Alle handschriftlichen Daten, die zugeordnet werden konnten, wurden in einer einfachen Datenbank (Excel 360) digitalisiert. Graphiken deren Daten nicht auffindbar waren wurden mittels Un-Scan-it 7.0 oder Grapher-19 digitalisiert und die Ergebnisse in die Datenbank übertragen. Die Abbildungen wurden in SigmaPlot 14.5, Grapher 19 und Surfer 8 erstellt.

Um eine Gesamtsicht der Langzeitforschung an den Seen zu ermöglichen, wurden ausgewählte Beispiele aus den Veröffentlichungen mit bisher nicht publizierten Daten aus dem Nachlass Berger zusammengeführt.

Die Lunzer Seen

Einen raschen Überblick über das Lunzer Seetal, seine Sehenswürdigkeiten sowie Karten der drei Seen ermöglicht der Exkursionsführer von Berger (1987), dessen Karte in Abb. 1 wiedergegeben ist. Die morphometrischen Angaben zu den Seen sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Das Seebecken des Obersees war ursprünglich 14,43 ha groß, hatte aber durch pflanzliche Verlandung bis etwa 1926 44 % freie Wasserfläche eingebüßt, die durch aus Schwingrasen bestehenden Moorflächen ersetzt wurden (Brehm & Ruttner 1926). Die Wanne des Obersees besteht aus 5 Teilbecken, deren tiefstes 15 m tief ist (Götzing 1912). Der See wird von mehreren kleineren Bächen gespeist. Chemisch unterscheidet sich der Obersee wenig von den beiden anderen Seen (Mulley 1914; Mulley & Wittmann 1914). Der enge Abfluss

Tab. 1: Morphometrische Angaben zu den drei Lunzer Seen. – Tab. 1: Morphometric data for the three lakes at Lunz.

	Obersee (LOS)	Mittersee (LMS)	Untersee (LUS)
Seehöhe (m ü.A.)	1116	767	608
Seefläche (ha)	14,43	2,35	67,87
Tiefe max. (m)	15,15	4	33,3
Tiefe mittlere (m)		2	20,0
Volumen (Mio, m ³)			14
Einzugsgebiet (km ²)			25
Erneuerungszeit (Jahre)			0,3
Mischungstyp	Holo-, dimiktisch		Holo-, dimiktisch
	Dystropher See	Grundwassersee	Alpensee

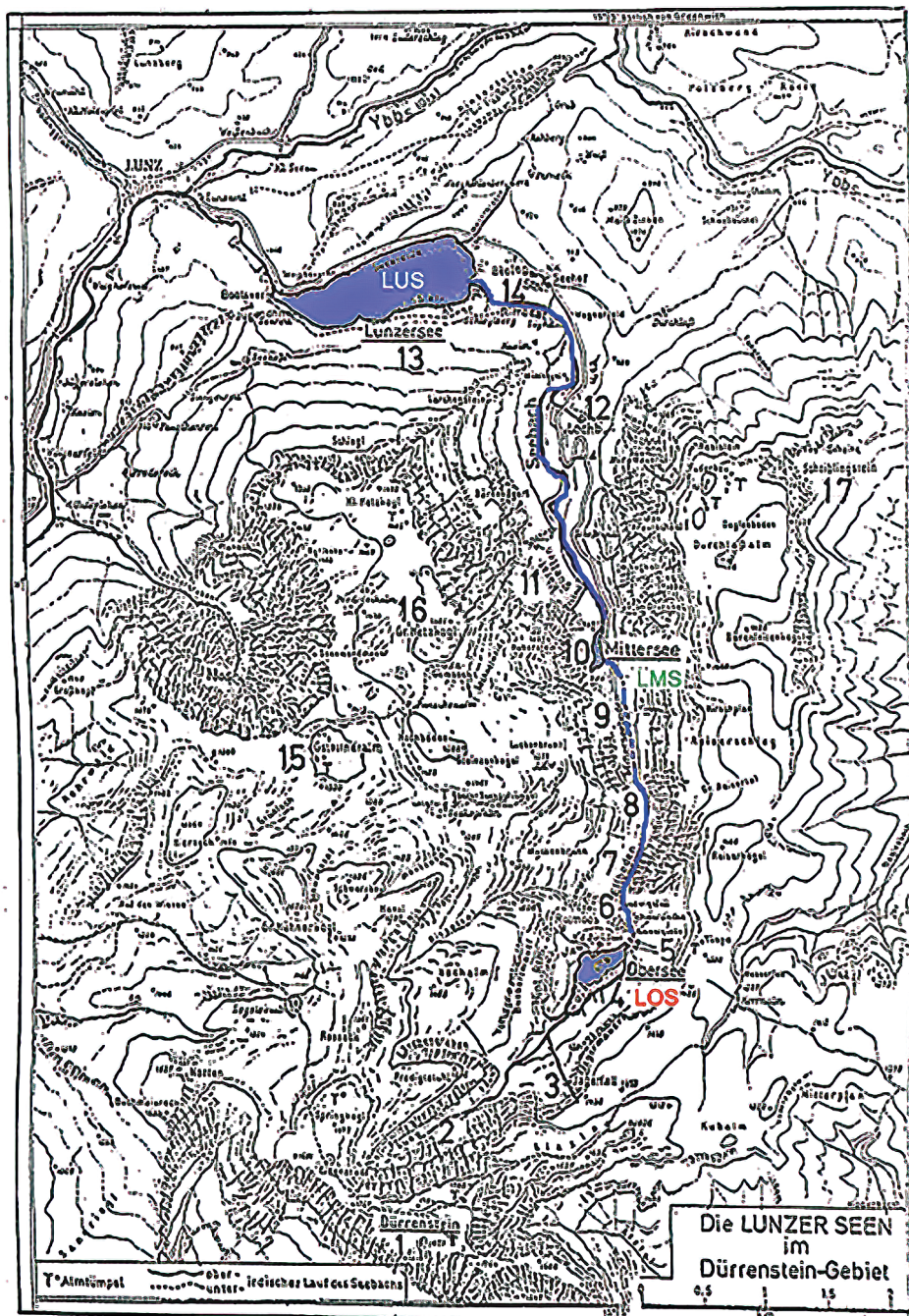


Abb. 1: Originalkarte des Lunzer Seetals aus Berger (1987) elektronisch verbessert. Die Zahlen in der Karte beziehen sich auf die Beschreibung der Objekte in der op. cit. Arbeit. – Fig. 1: Original map of the Lunzer Seetal from Berger (1987) electronically improved. The numbers in the map refer to the description of the objects in the paper cited.

des Sees bewirkt Pegelschwankungen bis zu 1 Meter, da der Abfluss bei Niederwasser im Gestein verschwindet, bei Hochwasser aber gestaut wird. Die Originalkarten aller drei Lunzer Seen von Götzinger sind im Anhang wiedergegeben (Abb. S1).

Weitere Gewässer der Region

Da in verschiedenen Arbeiten neben den Lunzer Seen auch auf andere Seen der Region eingegangen wurde (z. B. Ruttner 1937), sollen diese hier kurz abgehandelt werden. Eine Übersichtskarte der Region mit den Seen findet sich im Anhang (Abb. S4).

So gab etwa Müllner (1924) Vereisungsdaten für den Erlaufsee und die Lunzer Seen an. Im Winter 1900/01 dauerte die Eisperiode am Erlaufsee 108 Tage bei 81 Tagen völliger Schließung. Die maximale Eisdicke betrug 40 cm. Die Beobachtungsreihe für den Lunzer Untersee umfasste die Winter 1905/06 bis 1914/15 deren Eisperioden 90 bis 140 Tage (Mittelwert 117 Tage) betrugen. Völlig geschlossen war der See in dieser Zeit 2 bis 101 Tage. Die maximale Eisdicke variierte zwischen 17 und 48 cm mit einem Mittel von 26 cm. Für die Winter 1906/07 bis 1908/09 standen Beobachtungen für den Mitter- und den Obersee zur Verfügung. Die Eisperioden betrugen im Mittersee 122, 110 bzw. 157 Tage, jeweils mit mehreren Maxima. Im Obersee dauerten die Vereisungen entsprechend 206, 198 und 213 Tage, die maximale Eisdicke lag zwischen 63 und 180 cm.

Sauberer und Eckel (1938) und Sauberer (1939) untersuchten das Lichtklima der Lunzer Seen und des Leopoldsteiner Sees. Die größten Unterschiede fanden sich bei den kürzesten Wellenlängen. Die größten Tiefen des eindringenden Lichtes lagen im grünen Bereich. Die errechneten optischen Schwerpunkte lagen bei: 580 nm im Obersee, 523 nm im Mittersee, 540 nm im Untersee und 538 nm im Leopoldsteiner See.

Den Leopoldsteiner See, ein See der in Größe und Tiefe dem Lunzer Untersee ähnlich ist, bearbeitete Metz (1966) in seiner Dissertation in den Jahren 1964 und 1965. Der See war damals oligotroph mit Sichttiefen bis 8 m. Die maximalen Biomassen des Phytoplanktons lagen um 5 g m^{-2} , was damals den Werten des Attersees entsprach. Die Tagesproduktion entsprach mit Werten zwischen 100 und 442 mg C m^{-2} der Produktionsleistung des Lunzer Obersees (siehe unten). Etwas früher von 1961 bis 1964 war der Sackwiesensee Objekt einer Dissertation (Kosswig 1964), die ausführlich publiziert worden ist (Kosswig 1967). Durch die bakterielle Aktivität und den damit verbundenen O_2 -Schwund in der Tiefe war dieser See dem Lunzer Obersee recht ähnlich. Um die gleiche Zeit untersuchte Sampl (1964) den Erlaufsee zwischen 1960 und 1964. Die Sichttiefen erreichten selbst im 3-Jahres Mittel 12 m. Die Biomasse des Phytoplanktons war 3x kleiner als zur selben Zeit im Lunzer Untersee. Dementsprechend gering war auch die Tagesproduktion von $58\text{--}296 \text{ mg C m}^{-2}$ (Sampl 1976a). Für die Rotatorien gab Sampl (1971) 10 Arten an, wobei sechs Arten regelmäßig auftraten mit *Polyarthra vulgaris* als häufigstem Rädertier, das in allen Profilen und das ganze Jahr vorkam. Die quantitative Erfassung der benthalen Fauna sowie der Fische findet sich in Sampl (1976b). In den Jahren 1959 bis 1962 lieferte Bretschko (1963, 1966) einen umfassenden Beitrag zur Karstlimnologie durch seine Bearbeitung des Grünen Sees. Darin bedankte er sich bei Dr. Berger für Geräte und ständige Anteilnahme, wie das auch Kosswig getan hat.

Lunzer Obersee (LOS)

Schon früh begann die Biologische Station Lunz mit der Erforschung des Lunzer Obersees auf 1117 m Seehöhe. Ausführliche Analysen des Chemismus des Ober- und Untersees wurden bereits im Jahr 1905 an der k.k. landwirtschaftlichen Versuchsstation von Wittmann ausgeführt und danach von Mulley und Wittmann weitergeführt (Mulley & Wittmann 1914). Dazu fanden sich zwei Originalgraphiken zur Sauerstoffverteilung im Tiefenprofil aus den Jahren 1908 und 1909 im Nachlass von Dr. Berger (Abb. 2). Dazu stellten die Autoren fest „Leider stellte sich später heraus, dass die Resultate [...] nicht verlässlich genug sind. Sie mussten später wiederholt werden, obwohl es [...] möglich war, das Bild der Sauerstoffverteilung in den Lunzer Seen in seinen Hauptzügen festzulegen“ (Einleitung S. III). Analysen aus den Jahren 1911/12 zeigten allerdings nicht wesentlich andere Werte (Götzing 1914, Tabelle Obersee auf S. 544). Im August wurden nahe der Oberfläche um $8 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ erreicht, im Oktober sogar $9,6 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$. In der Tiefe unterhalb von 10 m sank die Sauerstoffkonzentration hingegen zu allen Jahreszeiten, vor allem aber unter der Eisdecke, auf niedrige Werte ab. Originalprotokolle aus dem Nachlass ent-

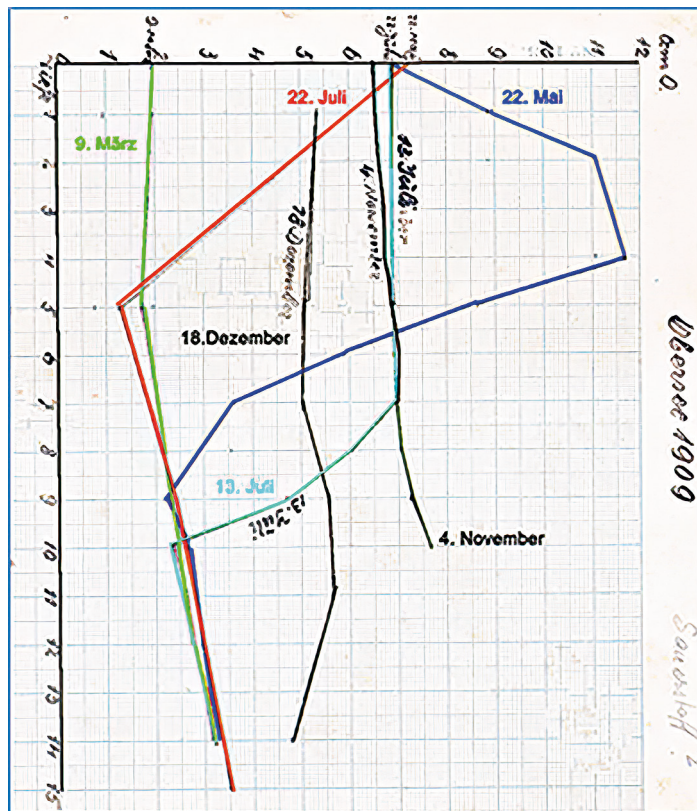


Abb. 2: Sauerstoffprofile aus dem Obersee (LOS) aus dem Jahr 1909 von Mulley & Wittmann (unpubl.) aus dem Nachlass Berger. Originalgraphik, 90° gedreht und elektronisch nachbearbeitet. – Fig. 2: Oxygen profiles from Obersee (LOS) from the year 1909 by Mulley & Wittmann (unpubl.) from the legacy of Berger. Original graphics rotated 90° and electronically post-processed.

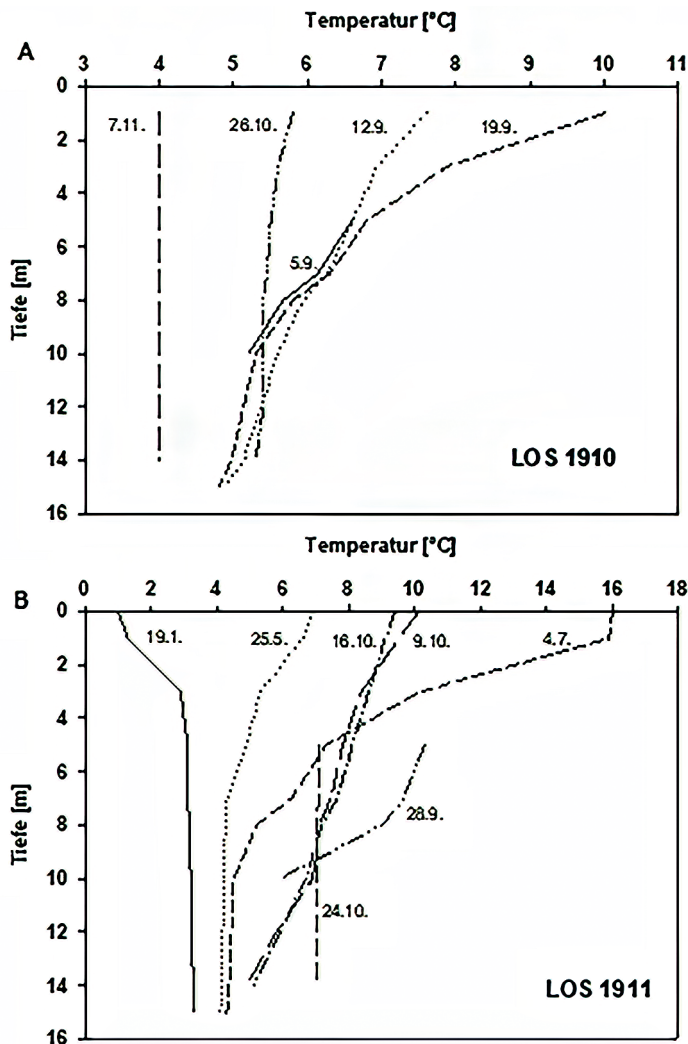


Abb. 3: Temperaturprofile Lunzer Obersee (LOS) aus den Jahren 1910 (A) und 1911 (B). Originaldaten von Mulley & Wittmann (unpubl.) aus dem Nachlass Berger. Beachte die unterschiedliche Skalierung der Temperaturachse in A und B.

– Fig. 3: Temperature profiles Lunzer Obersee (LOS) from the years 1910 (A) and 1911 (B). Original data of Mulley & Wittmann (unpubl.) from the legacy of Berger. Note the different scaling of the temperature axis in A and B.

halten auch die Wassertemperaturen (Abb. 3). Der zeitlich räumliche Verlauf der Temperatur mit der Tiefe war in beiden Jahren, vor allem aber im vollständigeren Jahr 1911 als Jahresverlauf von inverser Schichtung unter Eis im Jänner, über die sommerliche thermische Schichtung im Juli bis zum Abbau der Schichtung und Übergang zur homothermen Schichtung Ende Oktober gut zu verfolgen. Im Nachlass fanden sich auch einige wenige Daten zur Temperatur im Sediment des LOS aus Juni 1908. In 10 cm Tiefe des Sediments wurden Temperaturen zwischen 10,7 und 12,5° C gemessen.

Bis über die Mitte des 20sten Jahrhunderts war der LOS nur zu Fuß erreichbar. Als Folge davon sind die Daten zeitlich meist stark fragmentiert. Es finden sich aber auch zusammenhängende Zeiträume mit dichter Beprobung. So etwa die Jahre 1910 bis 1912 (Mulley & Wittmann 1914), 1930/31 (Müller 1938), 1970/71 (Berger unpubl.) und 1985 bis 1987 (Manlik 1988; Mikschi 1990). Die Ergebnisse der Temperatur- und Sauerstoff-

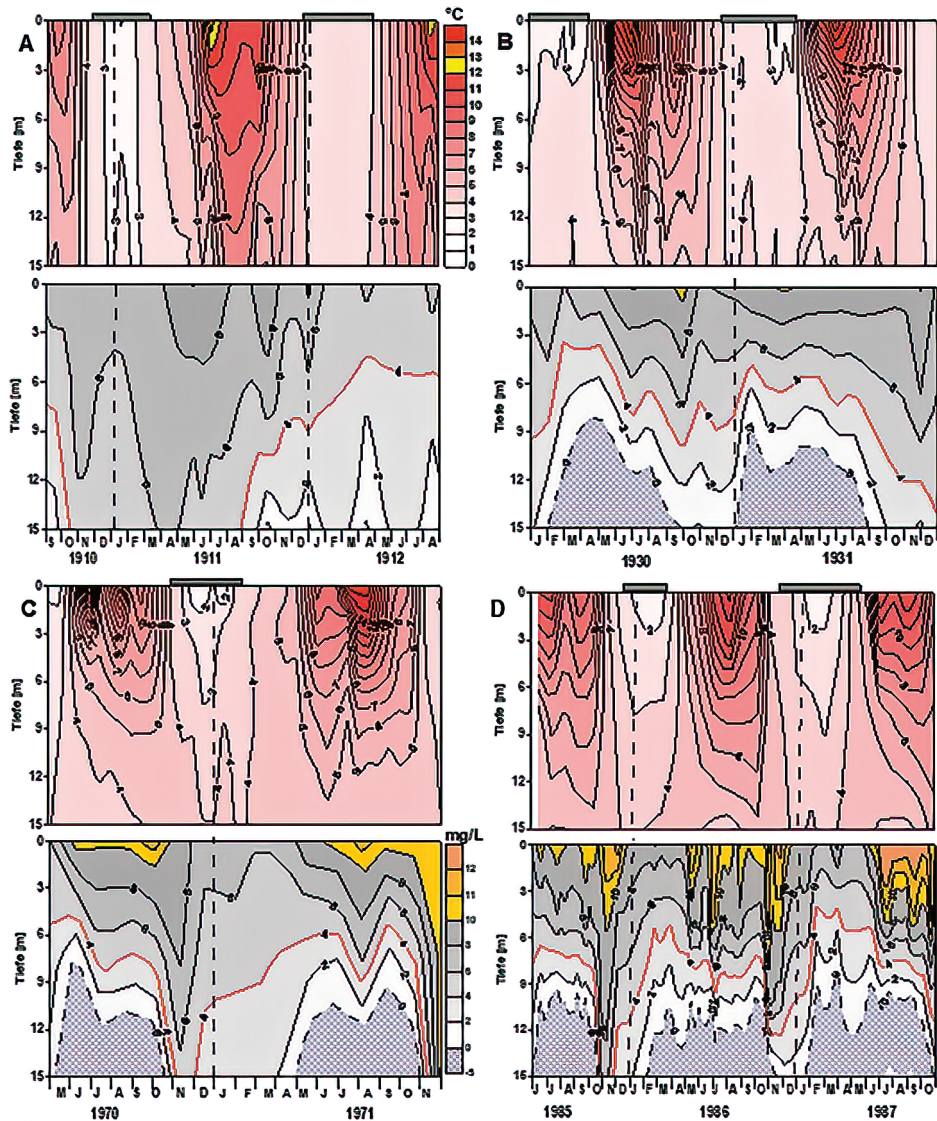


Abb. 4: Isoliniendiagramme der Wassertemperatur ($^{\circ}\text{C}$) und der Konzentration des Sauerstoffs ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) im Lunzer Obersee. A. Für die Jahre 1910 bis 1912 zusammengestellt nach Daten aus Mulley & Wittmann (1914) und Berger Nachlass. B. Für die Jahre 1930 und 1931 nach Daten aus Müller (1938). C. Für die Jahre 1970 und 1971 nach Daten im Nachlass Berger. D. Für die Jahre 1985 bis 1987 nach Daten in Manlik (1988) und Mikschi (1990). Das obere Diagramm zeigt jeweils die Temperatur (Legende neben A oben), das untere jeweils die Konzentration an Sauerstoff. (Legende neben C unten). Werte $<0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ sind grau unterlegt. – Fig. 4: Isopleths for the water temperature ($^{\circ}\text{C}$) and the concentration of oxygen ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) in Lunzer Obersee. A. Compiled for the years 1910 to 1912 according to data from Mulley & Wittmann (1914) and Berger's legacy. B. For the years 1930 and 1931 according to data from Müller (1938). C. For the years 1970 and 1971 according to data in the legacy of Berger. D. For the years 1985 to 1987 according to data in Manlik (1988) and Mikschi (1990). The upper diagram shows the temperature (legend next to A above), the lower one the concentration of oxygen. (Legend next to C below). Values $<0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ are highlighted in grey.

tiefenprofile dieser vier Untersuchungszeiträume sind als Isoplethen-Diagramme wiedergegeben (Abb. 4). Auf den ersten Blick scheinen die Veränderungen im Jahresablauf sowohl bei der Temperatur als auch bei der Konzentration des Sauerstoffs in den etwa 80 Jahren seit 1910 nur geringfügig gewesen zu sein. Eine Analyse der Ergebnisse aus den einzelnen Untersuchungsperioden erlaubt eine detailliertere Betrachtung.

Im Untersuchungszeitraum 1910 bis 1912 ist nur das Jahr 1911 vollständig. Die thermische Schichtung war im Sommer wenig ausgeprägt. Der See erreichte Anfang Juli nicht mehr als 16°C an der Oberfläche (Abb. 4, A oben). Vor Eislegung durchmischte der LOS vollständig und wies unter der Eisdecke eine inverse Schichtung auf. Die höchste Sauerstoffkonzentration betrug 11,2 mg L⁻¹, ebenfalls Anfang Juli 1911 (Abb. 4, A unten). Mit der Tiefe nahm die O₂-Konzentration rasch ab und über dem Sediment schwand der Sauerstoff mehrfach fast vollständig. Darauf führten Mulley und Wittmann (1914) die Anreicherung von Eisen und die Erhöhung der Leitfähigkeit in der Tiefe zurück, worauf auch Ruttner (1914 a) hinwies. Die für Fische kritische Grenze von 4 mg L⁻¹ O₂ stieg Ende August rasch von der Tiefe an, erreichte im November und Dezember 8 m, stieg unter der Eisdecke bis auf 5 m im April und blieb danach trotz Mischungsphase bis August 1912 um die 6 m.

Die beiden vollständigen Jahre 1930 und 1931 zeichnen grundsätzlich ein ähnliches Bild (Abb. 4, B). Die thermische Schichtung war allerdings bei Weitem ausgeprägter. Ende Juni 1930 erwärmte sich der See an der Oberfläche auf fast 21°C. Bemerkenswert ist der kurzfristige Zusammenbruch der Schichtung Anfang August 1930, möglicherweise hervorgerufen durch einen Sturm. Die Temperatur an der Oberfläche fiel auf 7,4°C ab. Danach baute sich erneut eine Schichtung auf und Mitte September wurden 14,2°C an der Oberfläche erreicht. Danach baute die Schichtung wieder ab, erreichte im November vor der Eislegung Homothermie und schichtete unter der Eisdecke invers. Im darauffolgenden Jahr bildete sich eine sehr stabile Schichtung mit einer Höchsttemperatur von 20°C Anfang Juli aus, welche danach aber relativ rasch abgebaut wurde, sodass der See bereits im Oktober homotherm war. Der Verlauf der Sauerstoffverteilung war in beiden Jahren recht ähnlich. Im Winter 1929/30 war eine starke Sauerstoffzehrung in der Tiefe festzustellen, was Ende April 1930 dazu führte, dass unterhalb von 3 m Tiefe nur mehr Werte kleiner als 4 mg L⁻¹ auftraten und unterhalb von etwa 9 m kein Sauerstoff vorhanden war. In der eisfreien Zeit besserte sich die Situation zusehends. Von Oktober bis Ende Dezember gelangte Sauerstoff wieder bis zur tiefsten Stelle (Abb. 4, B). Mit Eislegung trat neuerlich starker Sauerstoffschwund in der Tiefe auf. Im weiteren Verlauf des Jahres 1931 entwickelten sich ähnliche Zustände wie im Jahr zuvor. Ende August war Sauerstoff bis zum Grund nachweisbar und auch die 4 mg L⁻¹ Konzentration erreichte zu Jahresende die tiefste Stelle des Gewässers. Im September 1930 wurde nahe der Oberfläche eine Sauerstoffübersättigung von bis zu 13 mg L⁻¹ nachgewiesen (Abb. 4, B). Diese Übersättigungen waren wohl auf starke Entwicklung des Phytoplanktons zurückzuführen. Leider sind darüber keine Angaben verfügbar. Ein indirekter Hinweis lässt sich aus den Daten zur Sonnenscheindauer und der Regenmenge in Müller (1938, S. 456) ableiten. Der Juni 1931 war mit 123 Stunden Sonnenschein aber nur 31 mm Niederschlag wohl ein sehr schöner Monat, was die Übersättigung des Sauerstoffs erklären könnte. Zumindest zieht Müller daraus den Schluss, dass die O₂-Maxima auf verstärkte Assimilationstätigkeit hinweisen.

40 Jahre später, 1970 bis 1971 waren sehr ähnliche Verhältnisse zu beobachten (Abb. 4, C). Die maximale Temperatur an der Oberfläche betrug Anfang August 1970 18,1°C,

im Jahr darauf 19,4°C. In beiden Jahren war der See von Anfang Juni bis Mitte Oktober thermisch geschichtet. Das Metalimnion war nur wenig ausgeprägt. Im Winter unter der Eisdecke bestand wiederum eine inverse Schichtung. Die 4 mg L⁻¹ Grenze der Sauerstoffkonzentration lag Ende Mai bei 5 m und die Tiefenzone unterhalb von etwa 8 m war sauerstofffrei. Während des Sommers verbesserte sich die Situation. Mitte Oktober erreichte der Sauerstoff wieder das Sediment am tiefsten Punkt, gefolgt von der 4 mg L⁻¹ Konzentration, welche Anfang November 1970 den Seeboden erreichte. Die Eislegung erfolgte früh Ende Oktober zeitgleich mit der Durchmischung. Schon früh im Dezember schwand dann der Sauerstoff in der Tiefe rapide und die 4 mg L⁻¹ Grenze stieg unter Eis auf 10 m. Nach Eisbruch Ende Jänner verbesserte sich die Sauerstoffsituation in der Tiefe trotz der neuerlichen Durchmischung nicht. Die kritische 4 mg L⁻¹ Grenze stieg im Gegenteil bis Juni auf 6 m an. Von Anfang Mai bis Ende Oktober 1971 war die Tiefenzone unterhalb von etwa 9 m sauerstofffrei. Erst die Herstdurchmischung Anfang November ändert die Verteilung schlagartig (Abb. 4, C). In beiden Jahren waren in der eisfreien Periode nahe der Oberfläche immer wieder O₂-Konzentrationen von über 10 mg L⁻¹ festgestellt worden.

Weitere 15 Jahre später arbeiteten Martha Manlik und Ernst Mikschi von 1985 bis 1987 an ihren Doktorarbeiten am Obersee (Manlik 1988; Mikschi 1990). Temperaturen und Sauerstoffkonzentrationen dieser Periode sind neu dargestellt und interpretiert (Abb. 4, D). Die Jahresverläufe ähnelten zwar einander, unterschieden sich jedoch in Details. Die höchsten Oberflächentemperaturen wurden mit 18,3°C Mitte Juli und Anfang August 1986 erreicht. Im Jahr darauf wurden 17,3°C im Juli als höchste Temperatur an der Oberfläche registriert. In allen drei Jahren war der See thermisch geschichtet. Durchmischung bis zum Grund erfolgte jeweils im Oktober und November. Die Vereisung erfolgte 1985 Ende November und führte zu einer inversen Schichtung der Temperatur. Der Obersee blieb eisbedeckt bis fast Ende April 1986. Im Spätherbst 1986 konnte die Durchmischung wegen der frühen Eislegung Anfang November nicht mehr bis zum Sediment durchgreifen, was deutlich an der Konzentration des Sauerstoffs zu erkennen ist, da die kritische 4 mg L⁻¹ Grenze nicht verschwand wie im Winter zuvor. Der Eisbruch erfolgte 1987 offenbar sehr spät, Ende Mai, wie Manlik (1988) anmerkt. Danach baute sich rasch eine thermische Schichtung auf. Die Sauerstoffverhältnisse glichen sehr stark dem Zustand in den 70er Jahren. Die Durchmischung Ende 1985 führte zu einer 90%igen Sättigung mit Sauerstoff in der gesamten Wassersäule. Unter Eis kam es aber sehr rasch zu Zehrungsvorgängen über Grund, die zu einer Verminderung des Sauerstoffgehaltes führten. Der Grenzwert für Fische von 4 mg L⁻¹ lag mehrfach um die 6 m Tiefe. Die Tiefenzone des Sees war in den drei Jahren unterhalb von 8–10 m mit starken Schwankungen sauerstofffrei (Abb. 4, D unten). Die Zirkulation Ende 1986 reichte dann, wie bereits erwähnt, nicht mehr bis zum Grund. In den Jahren 1985 bis 1987 kam es im Epilimnion während der Sommermonate immer wieder zu Übersättigungen mit Sauerstoff. Ende Oktober 1986 reichte diese Zone während der Durchmischung bis über 7 m Tiefe.

Da sauerstoffarme Zustände in der Tiefe auch in den Sommermonaten auftraten, hat sich der zeitweilig meromiktische Charakter des Sees zumindest bis in die 90er Jahre verfestigt, wie die Ergebnisse vom 7. September 1992 (Dokulil unpubl.) erkennen lassen (Abb. 5). An diesem Tag war unterhalb von 9 m Tiefe praktisch kein Sauerstoff mehr nachweisbar (Abb. 5, A). Gleichzeitig war die Grenze der euphotischen Zone (1 % Lichtgrenze) erreicht, wo sowohl die Menge an Chlorophyll-a (Chl-a) als auch des Bakteriochlorophylls-a (B-Chla) auf Werte um 2 µg L⁻¹ anstieg (Abb. 5, C). Die Inkorporation von ¹⁴C, als Maß

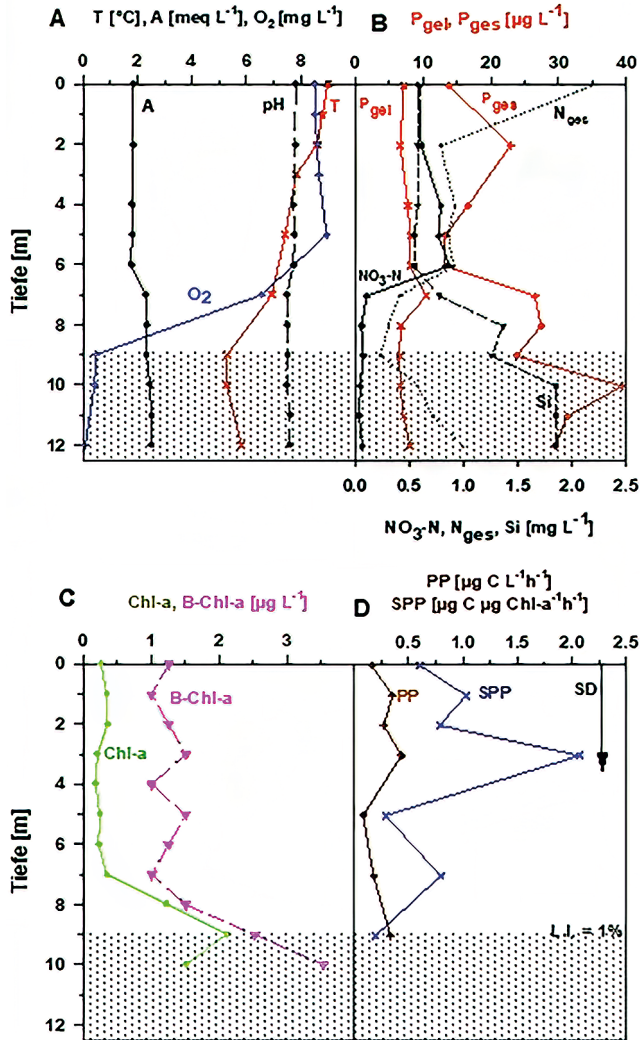


Abb. 5: Tiefenprofile vom Lunzer Obersee vom 7. September 1992. A. Temperatur (T) in °C, Alkalinität (A) in meq pro Liter, Sauerstoff (O_2) in mg pro Liter und pH. B. Phosphor gelöst (P_{gel}), Gesamt-P (P_{ges}) in µg pro Liter, sowie Nitrat (NO_3-N), Gesamtstickstoff (N_{ges}) und Silikat in mg pro Liter. C. Konzentration von Chlorophyll-a (Chl-a) und Bakterienchlorophyll (B-Chl a) in µg pro Liter. D. Primärproduktion (PP) in µg C pro Liter und Stunde sowie spezifische PP (SPP) in µg C pro µg Chl-a und Stunde. Daten Original von Dokulil (unpubl.). – Fig. 5: Depth profiles of Lunzer Obersee from 7 September 1992. A. Temperature (T) in °C, alkalinity (A) in meq per litre, oxygen (O_2) in mg per liter and pH. B. Dissolved phosphorus (P_{gel}), total P (P_{ges}) in µg per liter, nitrate (NO_3-N), total nitrogen (N_{ges}) and silicate in mg per liter. C. Concentration of chlorophyll-a (Chl-a) and bacterial chlorophyll (B-Chl a) in µg per liter. D. Primary production (PP) in µg C per liter per hour and specific PP (SPP) in µg C per µg Chl-a per hour. All data original from Dokulil (unpubl.).

der Photosynthese, wies ein Maximum von $0,42 \mu\text{g C L}^{-1} \text{h}^{-1}$ in 3 m Tiefe auf, obwohl die Chl-a Konzentration hier nur $0,27 \mu\text{g L}^{-1}$ betrug. Die daraus errechnete Chlorophyll-spezifische Produktivität betrug $2,3 \mu\text{g C } \mu\text{g Chl-a}^{-1} \text{h}^{-1}$ (Abb. 5, D).

Eine stark fragmentierte Zeitreihe aller verfügbaren Oberflächen-Wassertemperaturen aus dem Nachlass Berger lässt bis Mitte der 80er Jahre keinen Trend erkennen. Die maximal gemessenen Temperaturen an der Oberfläche lagen in allen Fällen unter 20°C , meist zwischen 15 und 19°C . Nur in den 50er und 60er Jahren erreichten die Maxima nur um und unter 15°C , was aber an den zufälligen Terminen liegen kann (Abb. S2 im Anhang).

Beobachtungen über die Vereisung des Lunzer Obersees finden sich in den Aufzeichnungen Bergers nur gelegentlich. Eckel (1955) gibt als Vereisungstermin Anfang November an, was vergleichsweise sehr früh ist. Eckel führte es auf die wind- und strahlungsgeschützte

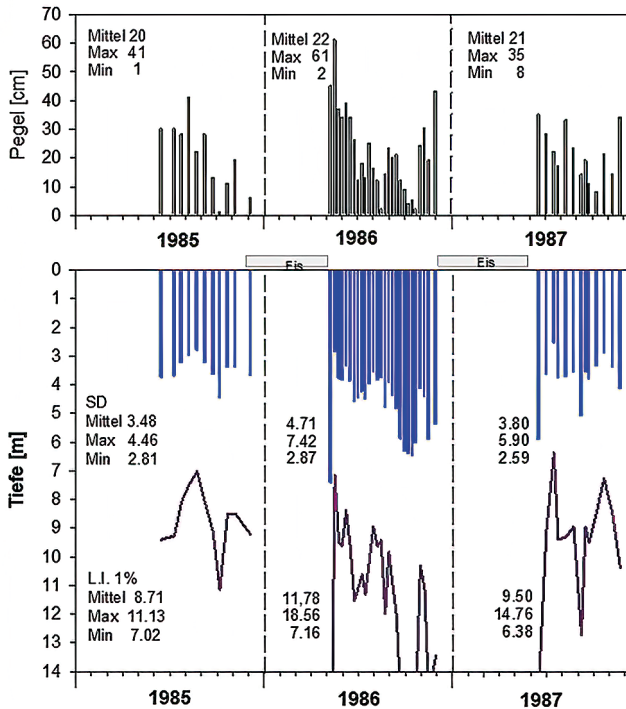


Abb. 6: Lunzer Obersee 1985–1987. Obere Tafel: Seepiegel in cm mit Angaben der Mittelwerte, Maxima und Minima für jedes Jahr. Untere Tafel: Sichttiefe in m sowie die daraus errechnete 1% Lichttiefe = euphotische Zone jeweils mit Angaben der Mittelwerte, Maxima und Minima für jedes Jahr. Daten aus Manlik (1988) zusammengestellt und umgezeichnet. – Fig. 6: Lunzer Obersee 1985–1987. Upper Panel: Lake level in cm indicating mean values, maxima, and minima for each year. Lower panel: Secchi depth in meter, and the calculated 1% light depth = euphotic zone, each with mean values, maxima, and minima for each year. Data from Manlik (1988) compiled and redrawn.

Lage in einer schneereichen Gegend zurück. Aus seiner Abbildung 1 lässt sich Mitte Mai als Ende der Eisperiode ausmachen. Nach den Notizen Bergers betrug die Eisdicke fallweise bis zu 100 cm (z. B. am 4. Februar 1939). Für den Winter 1930/31 gab Müller Schneehöhen bis zu 1,5 m und Eisdicken bis 75 cm am Obersee an (Müller 1938).

Ein Charakteristikum des Obersees sind auch seine starken Pegelschwankungen, wie sie beispielhaft für die Jahre 1985 bis 1987 aus Manlik (1988) in Abb. 6, A dargestellt sind. Die mittleren Pegeländerungen waren in den drei Jahren fast gleich, unterschieden sich aber in der Spannweite. Die größte Variabilität wurde 1986 mit maximal 61 cm beobachtet. Die beiden anderen Jahre erwiesen sich als wesentlich ausgeglichener. Diese Schwankungen des Pegels schlagen sich auch in den Verläufen der Sichttiefe und damit auch dem Ausmaß der euphotischen Zone nieder (Abb. 6, B). Im variablen Jahr 1986 betrug die maximale Sichttiefe 7,42 m (Mittel 4,71 m). Entsprechend groß war die euphotische Zone, die mit 18,6 m theoretisch weit unter die tiefste Stelle des Sees reichte. Die minimale Sichttiefe erwies sich in den drei Jahren als weitgehend ähnlich (2,81 m, 2,87 m bzw. 2,59 m). Die 1% Lichtgrenzen lagen entsprechend bei 7,02 m, 7,16 m und 6,38 m. Eine Darstellung aller im Nachlass Bergers aufgefundenen Sichttiefen findet sich im Anhang (Abb. S2). Daraus wird deutlich, dass die Sichttiefen im Durchschnitt (4,5 m) und in ihrer Spannweite (von 1–7 m) nahezu mit den Resultaten von Manlik (1988) übereinstimmen.

Als Chemiker hat sich Berger intensiv mit chemischen Analysen beschäftigt aber auch über die Abhängigkeit der Konzentrations-Stabilität von der Dichte und der Morphometrie von Seebecken gearbeitet (Berger 1955). Besonders beschäftigt hat ihn das Problem der Entstehung von meromiktischen Zuständen in Seen. Dazu hat er neben der Wasser-Boden Relation ($\Delta V/\Delta A$) als Maß für die Beeinflussung des Wasservolumens durch die

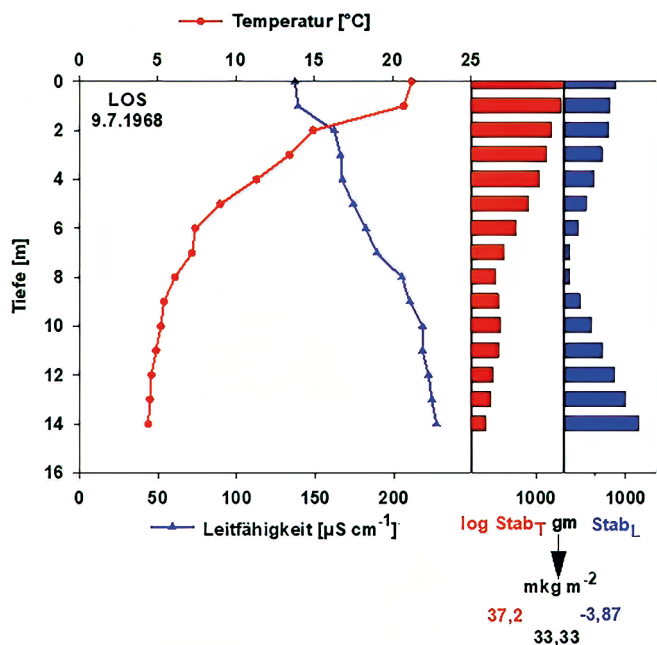


Abb. 7: Tiefenprofile für Temperatur und Leitfähigkeit am 9. Juli 1968 im Lunzer Obersee (LOS) und die daraus berechnete Tiefenverteilung der thermischen (Stab_T) und der Konzentrations-Stabilität (Stab_L), sowie die sich ergebende Gesamtstabilität der Wassersäule. Aus Daten in den Protokollheften im Nachlass Berger. – Fig. 7: Depth profiles for temperature and conductivity on 9 July 1968 in Lunzer Obersee (LOS) and the calculated depth distribution of the thermal (Stab_T) and the concentration stability (Stab_L), as well as the resulting overall stability of the water column. From data in the booklets of Berger's legacy.

Schlammkontaktfläche auch eine reduzierte Tiefenskala zu Vergleichszwecken eingeführt, deren Einheit die 4. Wurzel aus der Seeoberfläche in Quadratmeter ist (Berger 1971). Im Gegensatz zu großen tiefen Seen, die Werte von z_{red} bis zu 3 erreichen können, reicht etwa der Lunzer Obersee im Hauptbecken nur knapp an 1 heran. Die $\Delta V/\Delta A$ -Werte wiesen im Epilimnion sehr niedere Relationen von 3–5 m^3m^{-2} auf. An fünf Alpenseen führte Berger mehrjährige umfangreiche Untersuchungen zur Beeinflussung der Stabilität auf Grund der Windwirkung durch, die leider nur sehr bruchstückhaft publiziert wurden (Berger & Lanzemberger 1978, 1987). Im Nachlass fanden sich zahlreiche Daten und Graphiken dazu, welche aber wegen fehlender Begleitdaten nur teilweise auswertbar waren.

Die Berechnung der Stabilität durch Berger (1955), die verschieden war von späteren Methoden (Eckel 1950), wird an einem Beispiel vom 9. Juli 1968 demonstriert (Abb. 7). Aus dem Verlauf der Temperatur und Leitfähigkeit wurden die entsprechenden Stabilitäten meterweise berechnet, aufsummiert, in mkg m^{-2} umgerechnet und als Gesamtstabilität von 33,3 mkg m^{-2} ausgedrückt. (Abb. 7).

Im Nachlass für den Lunzer Ober- und Untersee erwies sich ein Jahr so vollständig dokumentiert, dass eine Darstellung für 1968 möglich wurde (Abb. 8). Ein Vergleich der Stabilitäten beider Seen im Jahresverlauf bildet den Kerngedanken der Darstellung. Für jeden Zeitraum des Jahres 1968 berechnete Berger sowohl die thermische (S_T) als auch die Konzentrations-Stabilität (S_C). Für beide Seen war S_T bedeutsamer als S_C , wobei letztere im LOS mehr Gewicht hatte als im LUS (Abb. 8, B, C). Die Stabilität der Wassersäule im Frühjahr nahm in beiden Gewässern etwa gleichsinnig zu, allerdings mit sehr unterschiedlicher Größenordnung und erreichte Anfang Juli ihr Maximum. Im LUS wurden 165 mkg m^{-2} erreicht, im LOS hingegen nur 30 mkg m^{-2} , was auf wesentlich schwächere Stabilität hinweist. In dieser Phase nahmen im Obersee die Windwege pro Tag und die mittleren

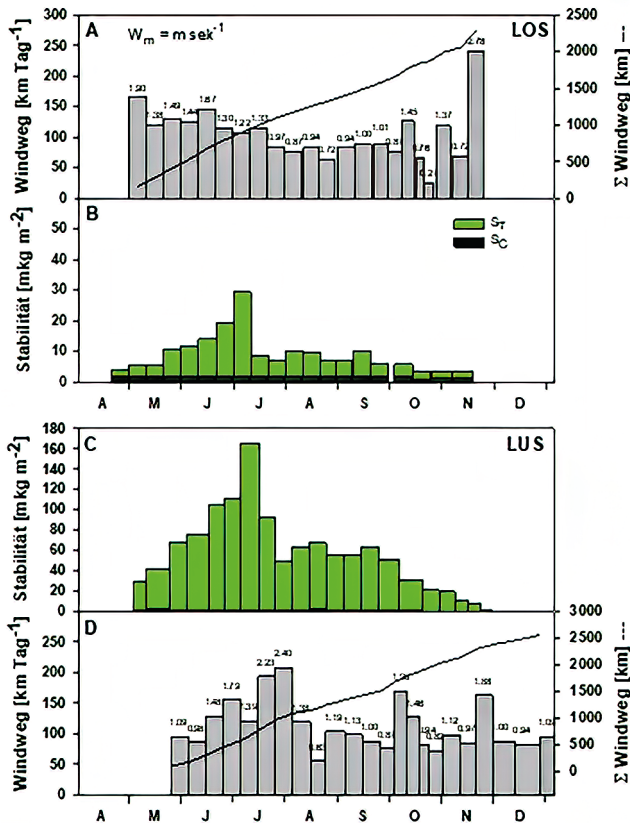


Abb. 8: Lunzer Obersee (LOS) und Untersee (LUS) im Jahr 1968. A. LOS: Windweg in km pro Tag, Summe des Windweges in km. Die Zahlen über den Säulen sind die mittleren Windgeschwindigkeiten pro Tag in m pro Sekunde. B. LOS: Gesamtstabilität der Wassersäule als Summe der thermischen (S_T) und der Konzentrations-Stabilität (S_C). C. Wie B, jedoch für den LUS. D. Wie A, jedoch für den LUS. Alle Daten zusammengestellt aus Angaben im Nachlass von Berger. – Fig. 8: Lunzer Obersee (LOS) and Untersee (LUS) in the year 1968. A. LOS: wind way in km per day, sum of the wind way in km. The numbers above the columns are the mean wind speeds per day in m per second. B. LOS: total stability of the water column as the sum of thermal (S_T) and concentration stability (S_C). C. Like B, but for LUS. D. Like A, but for LUS. All data compiled from notes in Berger's legacy.

Windgeschwindigkeiten tendenziell von 160 auf 120 km Tag⁻¹ bzw. von 1,90 auf 1,22 m sek⁻¹ ab. Dieselben Parameter nahmen hingegen im Untersee von 95 auf 155 mkg m⁻² bzw. 1,09 auf 1,79 m sek⁻¹ zu, ohne die Stabilität wesentlich beeinflussen zu können (Abb. 8, A, D). Die beiden höheren Werte von 2,23 und 2,40 m sek⁻¹ (8 bzw. 8,6 km h⁻¹) führten jedoch zu einem Abbau der Stabilität auf 50 mkg m⁻². Der mäßige Wind in den folgenden Wochen führte zu einer Erholung der Stabilität und einem stufenweisen Abbau zum Herbst hin. Ein ähnlicher Verlauf war auch am Obersee auf deutlich niedrigerem Niveau zu beobachten. Trotz der verschiedenen Windverhältnisse, abnehmender Windwege und -geschwindigkeiten am LOS, Zunahme beider Variablen im Frühjahr am LUS, waren die kumulativen Windwerte in beiden Fällen ähnlich (Abb. 8 A, D).

Die Meromixie des Lunzer Obersees ordnete Berger dem klimatisch-morphometrischen Typus zu, den er durch hohe Schneelage, lange Eisbedeckung, große Schmelzwasserzufuhr, hohe Schlammrückwirkung (kleine $\Delta V/\Delta A$ -Werte) und plötzliche Wintereinbrüche charakterisierte. (Berger & Lanzenberger 1987, S. 63, Abschnitt 1.3.1). Zudem erwies sich die mittlere Windgeschwindigkeit von 1,03 Meter pro Sekunde als wesentliche Einflussgröße im Vergleich mit anderen mero- und holomiktischen Seen als ungenügend. Ähnliches gilt für die Wasserfracht (Berger & Lanzenberger 1987)

Zum Chemismus des Obersees mögen einige wenige Angaben genügen. Frühe Analysen anorganischer Elemente im Freiwasser aller drei Lunzer Seen sind bei Mulley & Wittmann

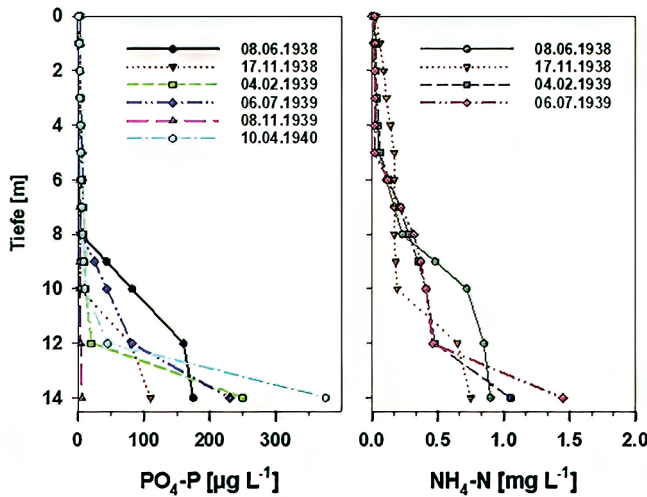


Abb. 9: Tiefenprofile für anorganischen Phosphor (PO₄-P) in µg pro Liter (linke Graphik) und Ammonium Stickstoff (NH₄-N) in mg pro Liter (rechte Graphik) für die Jahre 1938 bis 1940 in Lunzer Obersee. Alle Daten aus Protokollen im Nachlass Berger. – Fig. 9: Depth profiles of inorganic phosphorus (PO₄-P) in µg per litre (left graph) and ammonium nitrogen (NH₄-N) in mg per litre (right graph) for the years 1938 to 1940 in Lunzer Obersee. All data from logs in Berger's legacy.

(1914) zu finden. Da die Zuflüsse zum Obersee aus dem Kalk kommen, machten Calcium und Magnesium 90 % der Milligramm-Äquivalente der Kationen aus. Wegen der Sauerstoffarmut in der Tiefe, nahm unter anderem der Eisengehalt dort stark zu und dadurch auch die Leitfähigkeit. Schlammanalysen wiesen einen viel größeren Glühverlust auf, als etwa im Untersee. Neben Calcium und Kieselsäure war vor allem der hohe Eisengehalt (20 %) auffällig, der dem Schlamm eine rostrote Farbe verlieh. Die Sedimentation des Eisens untersuchte Berger im Jahresgang (zit. Ruttner 1942, S. 25), der zeigen konnte, dass das ausgefällte Eisen dauerhaft im Sediment verbleibt.

Angaben zu Stickstoff und Phosphor fehlen, finden sich aber unter Berücksichtigung organisch gebundener Komponenten in Müller (1938). Für den starken Sauerstoffschwund in der Tiefe waren nach Müller (1937) die organischen Abbauprodukte aus dem Schwingrasen verantwortlich. Wie für das Eisen bereits erwähnt, stiegen auch die Konzentrationen des Phosphors mit der Tiefe bis auf 250 µg L⁻¹ an. In den Jahren 1930 und 1931 wurden zusätzlich hohe Mangankonzentrationen in der Tiefe beobachtet. Die Anreicherung von Phosphat und Ammonium im sauerstoffarmen Tiefenwasser ist mittels Daten aus dem Nachlass Bergers beispielhaft für die Jahre 1938 bis 1940 dargestellt (Abb. 9). Unterhalb von 8 m Tiefe stiegen die Konzentrationen beider Variablen an, erreichten maximal fast 400 µg L⁻¹ PO₄-P beziehungsweise fast 1,5 mg L⁻¹ NH₄-N über dem Sediment. Ähnliche Verläufe zeigten auch die Mengen an Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und die Konzentration an Silikat im Tiefenwasser im September 1992 (Abb. 5, B).

Aus den wenigen im Nachlass Berger erhaltenen Messungen des Lichtklimas unter Wasser (Tabelle 2), lässt sich ableiten, dass die Attenuation der Sonnenstrahlung durch das braun gefärbte Wasser des Obersees variabel war. Die mittleren Koeffizienten der Attenuation wiesen 1954 Grün als am tiefsten ins Gewässer eindringende Komponente aus, im Jahr 1975 drang hingegen Rot am weitesten ein. Beide Spektralbereiche lagen 1984 nahezu gleich auf, mit Rot als wenig dominierend. Der blaue Spektralbereich wird in jedem Fall am stärksten abgeschwächt (Tab. 2). Die starke Abschwächung aller Spektralbereiche, der Gesamtstrahlung (E) sowie die geringe Sichttiefe von 2,5 m im Juli weisen auf eine erhöhte

Tab. 2: Strahlungsverhältnisse unter Wasser im Obersee zu drei Terminen in den Jahren 1954, 1975 und 1984, dargestellt als Tiefe der Sichttiefe (SD), des vertikalen Attenuations-Koeffizienten (K) für den blauen, grünen, roten und den Gesamtbereich (KE, 400-700 nm, fett), sowie die 1 % Lichtgrenze (Untergrenze der euphotischen Zone) für dieselben Bereiche (LI). Zusätzlich ist für zwei Termine der Faktor F zur ungefähren Abschätzung von 1 % Licht aus SD angegeben. Alle Berechnungen nach Daten aus dem Nachlass Berger. – Tab. 2: Underwater radiation in Obersee on three dates in 1954, 1975 and 1984, shown as depth of Secchi- depth (SD), vertical attenuation coefficient (K) for the blue, green, red and total range (K E, 400-700 nm, bold), as well as the 1 % light boundary (lower limit of the euphotic zone) for the same spectral ranges (LI). In addition, the factor F is given for the approximate estimation of 1 % light from SD for two dates. All calculations based on data from the Berger's legacy.

Variable	Einh.	04.08.1954	23.07.1975	01.07.1984
SD	(m)	nn	2,5	3,7
K blau	(m ⁻¹)	0,642	1,149	0,914
K grün	(m ⁻¹)	0,281	0,731	0,490
K rot	(m ⁻¹)	0,495	0,597	0,525
K E	(m⁻¹)	0,432	0,750	0,550
1% LI blau	(m)	7,175	4,009	5,037
1% LI grün	(m)	16,404	6,302	9,397
1% LI rot	(m)	9,297	7,711	8,765
1% LI E	(m)	10,649	6,139	8,369
F SD zu 1%E			2,500	2,300

Trübung durch Hochwasser oder vermehrte Entwicklung des Phytoplanktons hin. Dementsprechend wird bereits in 6 m Tiefe die 1 % Grenze der Einstrahlung erreicht, welche in den beiden anderen Fällen in über 10 bzw. 8 m liegt. Eine noch geringere mittlere 1 % Lichtgrenze von nur 3,5 m ergibt sich aus den Angaben in Sauberer (1939 Tab. 2, S.33). Die Tiefe der euphotischen Zone variierte im Verlauf des Jahres 2002 meist zwischen 5 und 7 m, lag im März aber nur bei 3 m und im August bei 14 m, reichte also bis zur maximalen Tiefe (Ruzicka & Schagerl 2004).

Von den fünf von Sauberer (1939) untersuchten Alpenseen hatte der Lunzer Obersee die geringste Lichtdurchlässigkeit sowie eine Verschiebung der maximalen Transparenz zum roten Spektralbereich (Abb. 10). Beides ist eine Folge der Gewässerfarbe, die auf die Schwingrasen und die benachbarten Moore zurückzuführen ist. Diese Verschiebung der Transparenz in den orange-roten Bereich fand Kosswig (1967) auch im Sackwiesensee im Hochschwabgebiet, der dem Obersee recht ähnlich ist.

Die Auswirkungen der Sauerstoffverhältnisse auf die Biozönosen beschrieben bereits Ruttner (1914 b) und Brehm & Ruttner (1926). Das Plankton des Tiefenwassers war von, *Trachelomonas* und Eisenorganismen, wie etwa *Leptothrix*, *Ochrobium* oder *Siderocapsa coronata* dominiert. An der Sauerstoffgrenze bewirkte das Auftreten der Purpurbakterie *Chromatium* eine rosa bis rote Färbung des Wassers (Müller 1938; Manlik 1988, Berger unpubl.). Verteilungsbilder der Organismen in der Tiefe, wie etwa für den Mittersee (Ruttner 1955 a, b), sind für den Obersee nur bruchstückhaft erhalten. So etwa in Ruttner (1914 b) für die *Leptothrix* sowie in Ruttner und Sauberer (1938) für *Chromatium*. Experimentell konnte Czurda (1940) nachweisen, dass die *Chromatium* Biozönose im Lunzer Obersee unter Ausschluss von Sauerstoff zur Sulfatreduktion befähigt ist. Im Schlamm

der Uferbänke waren *Beggiatoa*, *Achromatium* und *Lamprocystis* anzutreffen.

Die Menge und Zusammensetzung des Phyto- und Zooplanktons sind mehrfach dokumentiert worden. Ruttner (1914 b) erwähnte im Epilimnion die Gattung *Cryptomonas* als vorherrschend, sowie *Daphnia longispina* als Vertreter der Crustaceen und *Polyarthra platyptera* bei den Rotatorien, welche an der Sauerstoffgrenze konzentriert waren. Für die Kieselalgen (Diatomeen) führte Hustedt (1922) 103 Arten aus 30 Gattungen an, wovon er 14 Arten als häufig auswies. Dieser verhältnismäßig armen Diatomeenflora stellte schon Hustedt eine reichere Flora an Desmidiaceen gegenüber (Lenzenweger 1993).

Eine Übersicht über die Biozönosen des Lunzer Obersees boten Brehm & Ruttner (1926). Zu den Makrophyten des Obersees bemerkten sie, dass hier Charakterarten wie *Phragmites* und *Schoenoplectus* fehlen, andererseits die Bildung von Schwinggrasen wesentliche Bedeutung erlangte. Als Repräsentant der Schwimmblattflora führten sie *Potamogeton natans* an. Die submersive Flora war artenarm und wurde ab 1913 durch die invasive Gattung *Elodea* erweitert. An den Rändern der Schwinggrasen fanden sich festsitzende Tiere, wie *Ophridium* und andere Protozoen, sowie Vertreter des Planktons wie *Simocephalus*, *Polyphemus*, *Scapholeberis*, *Noteus quadricornis* (heute *Platytia quadricornis* und andere. Auf anstehendem Gestein beschrieben Brehm und Ruttner (1926) Zonierungen des Aufwuchses von *Tolypothrix* und *Rivularia*. Die Epiphyten-Vegetation wurde als quantitativ reich entwickelt detailliert aufgeführt.

Abgesehen von speziellen Einzeluntersuchungen über Rotatorien des Obersees (Ruttner-Kolisko 1975, 1977) fehlten zusammenhängende Bearbeitungen der vertikalen und jahreszeitlichen Verteilung des Phyto- und Zooplanktons. Erst die Dissertationen von Manlik (1988) und Miksch (1990) schlossen diese Lücke. Die Verteilung der Biomasse des Phytoplanktons in Raum und Zeit wurde für das Jahr 1986 aus der Arbeit von Manlik neu dargestellt (Abb. 11). Die Biomassen waren unter der Eisdecke sehr niedrig, begannen ge-

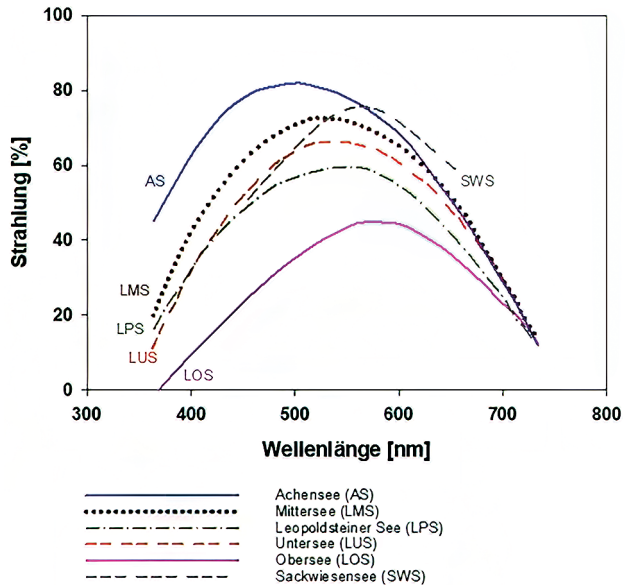


Abb. 10: Strahlungsverteilung im sichtbaren Spektrum zwischen 380 und 740 nm im ersten Meter unter Wasser in % der an der Oberfläche eintreffenden Strahlung im Lunzer Obersee (LOS), Mittersee (LMS), Untersee (LUS), Sackwiesensee (SWS) und Leopoldsteiner See (LPS) im Vergleich zur Strahlung unter Wasser im Achensee (AS) Aus Sauberer (1939) und Kosswig (1967) umgezeichnet und kombiniert. – Fig. 10: Distribution of the radiation in the visible spectrum between 380 and 740 nm in the first meter below surface as % of the impinging radiation at the surface in the Lunzer Obersee (LOS), Mittersee (LMS), Untersee (LUS), Sackwiesensee (SWS) and Leopoldsteiner See (LPS) compared to under-water data from Achensee (AS). From Sauberer (1939) and Kosswig (1967), redrawn and combined.

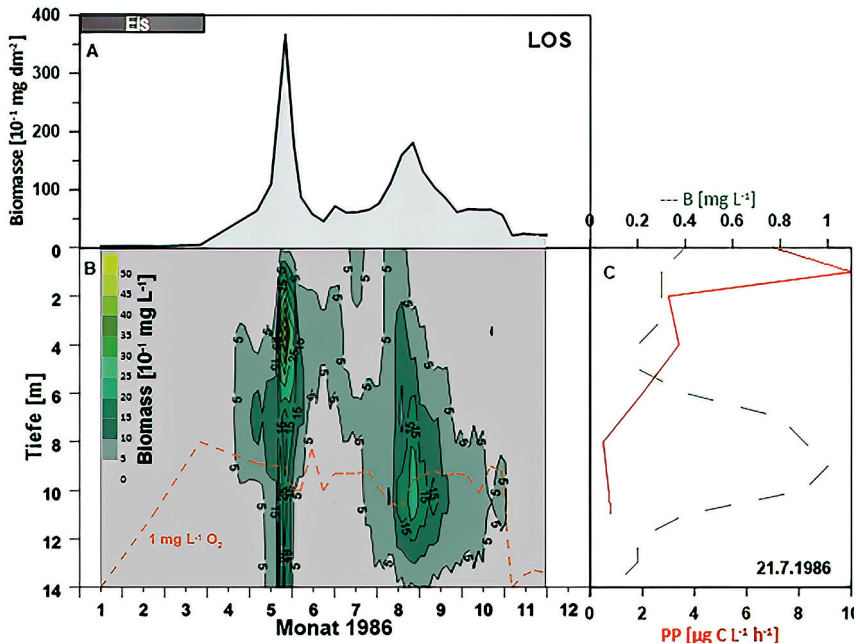


Abb. 11: Phytoplankton im Lunzer Obersee (LOS) im Jahr 1986. A. Jahresgang der gesamten Biomasse des Phytoplanktons in der Wassersäule in $10^{-1} \text{ mg dm}^{-2}$. Die Eisbedeckung ist eingezeichnet. B. Tiefenverteilung der Gesamtbiomasse in $10^{-1} \text{ mg L}^{-1}$ mit Legende. Zusätzlich ist strichliert die Grenze von $1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ angegeben. C. Tiefenprofil der Primärproduktion (PP) in $\mu\text{g C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ sowie der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons (B) als mg L^{-1} zur Mittagszeit des 21. Juli 1986. Umgezeichnet und kombiniert aus Manlik (1988). – Fig. 11: Phytoplankton in Lunzer Obersee (LOS) in the year 1986. A. Annual cycle of total biomass of phytoplankton in the water column in $10^{-1} \text{ mg dm}^{-2}$. Duration of ice cover indicated. B. Depth distribution of total biomass in $10^{-1} \text{ mg L}^{-1}$ with legend. In addition, the limit of $1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ is indicated. C. Depth profile of primary production (PP) in $\mu\text{g C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ and total biomass of phytoplankton (B) as mg L^{-1} at midday on 21 July 1986. Redrawn and combined from Manlik (1988).

gen den Eisbruch Mitte April anzusteigen und erreichten Ende Mai einen Höchstwert in der Wassersäule von $36,7 \text{ mg m}^{-2}$ (Abb. 11, A). Gleichzeitig entstand im Epilimnion in 4 m Tiefe ein Biomasse-Maximum, das einen Spitzenwert von 10 mg L^{-1} erreichte (Abb. 11, B). Diese Entwicklungsspitze brach danach rasch auf $6,1 \text{ mg L}^{-1}$ ein, zum Großteil wegen der Verluste durch das Abweiden mehrerer Rotatorien, wie *Keratella hiemalis*, *K. cochlearis* oder *Filinia hofmanni* (Mikschi 1990). Die Ergebnisse sind in den Tabellen 3 und 4 zu finden. Danach steigt die Biomasse des Phytoplanktons zunächst langsam, dann schneller an und erreichte in der zweiten Hälfte August $18,1 \text{ mg L}^{-1}$ mit Schwerpunkt bei 10 m Tiefe, was mit der Sauerstoffgrenze zusammenfiel (Abb. 11, B). Bemerkenswert ist auch, dass *Keratella testudo*, welche Ruttner (1954) für die Dekade 1943 bis 1953 als reichlicher Bestandteil des Rotatorienplanktons angab, von Mikschi (1990) nicht mehr gefunden werden konnte. Der Autor führt als letzten Nachweis des Auftretens Herbst 1979 bei einem Studentenkurs an (Mikschi 1990, S. 120).

Die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons wies in der Tiefenverteilung 1986 eine starke Dominanz kleinerer Formen von Chrysophyceen, Cryptomonaden, Peridineen und

zentrischen Diatomeen auf. Im Mai trat *Dinobryon divergens* in Tiefen von 2,6 m auf, *Cryptomonas rufescens*, *C. reflexa* und *C. obovata* waren bis zu 12 m Tiefe nachweisbar, reichten also bis in die sauerstoffarme Zone. Als ganzjähriger Begleiter fand sich *Rhodomonas lacustris* in geringeren Biomassen. *Peridinium. inconspicuum* bewohnte alle Tiefen von 2–14 m. Die Reduktion der Biomasse Anfang August bis in fast 6 m Tiefe war nach Manlik (1988) auf einen Schlechtwettereinbruch zurückzuführen, der vor allem die Peridineen drastisch reduzierte. Das Maximum an der Sauerstoffgrenze in 10 m Tiefe im August war geprägt von *Dinobryon divergens* und *D. sertularia*. Die Cryptomonaden, *C. marsonii* und *C. phaseolus* hatten ihren Schwerpunkt in 2–5 m Tiefe, erreichten aber auch 10 m. Die zentrische Diatomee *Cyclotella stelligera* war 1986 vor allem im Sommer verbreitet (Abb. 11, B). Von Interesse ist der Vergleich der Algenklassen in Prozent (Abb. 12) aus den Jahren 2002 (Ruzicka und Schagerl 2004), 1985–1987 (Manlik 1988) und 1940/50 (Ruttner unpubl.). Zwischen 1940 und 1988 waren kaum Unterschiede festzustellen. Erst 2002 nahmen die Anteile der Cyanoprokaryota deutlich von 11 auf 23 %, jene der Diatomeen von 9 auf 13 % zu. Chrysophyceen, Cryptophyta und Chlorophyceen haben hingegen anteilmäßig abgenommen.

Ergänzend zu den Vertikalverteilungen ist ein einzelnes Profil der Primärproduktion zusammen mit der Biomasseverteilung vom 21. Juli 1986 wiedergegeben (Abb. 11, C). Die größte Rate der Photosynthese wird mit $10 \mu\text{g C L}^{-1} \text{h}^{-1}$ bereits in 1 m Tiefe erreicht bei gleichzeitig nur $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ Biomasse, was einen Produktions-Biomasse Koeffizienten (P/B) von $0,033^\circ \mu\text{g C}^\circ \mu\text{g}^\circ \text{B}^{-1} \text{h}^{-1}$ oder bezogen auf Chlorophyll-a $6,7 \mu\text{g C} \mu\text{g chl-a}^{-1} \text{h}^{-1}$ ergibt. Eine spätere Produktionskurve aus dem Jahr 1992 zeigt einen ähnlichen Verlauf mit wesentlich kleinerem Maximum (siehe Abb. 5, D). Um einen Vergleich mit früheren Messungen von Steemann-Nielsen (1959) anstellen zu können, mussten die beiden Profile auf

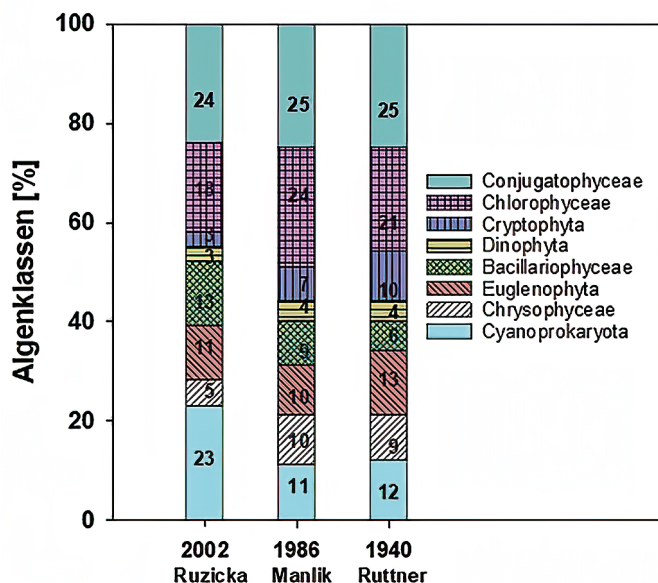


Abb. 12: Prozentuelle Verteilung der Algenklassen (%) im Lunzer Obersee im Jahr 2002 (Ruzicka & Schagerl 2004), im Jahr 1986 und nach unveröffentlichten Protokollen aus den 1940er und 50er Jahren von Franz Ruttner (Manlik 1988). Aus Ruzicka & Schagerl (2004, Tabelle 5) extrahiert und graphisch dargestellt. – Fig. 12: Percentage distribution of algae classes (%) in Lunzer Obersee in the year 2002 (Ruzicka & Schagerl 2004), in the year 1986 and according to unpublished notes from the 1940s and 50s by Franz Ruttner (Manlik 1988). From Ruzicka & Schagerl (2004 Table 5) extracted and redrawn.

Gesamtproduktion in der Wassersäule umgerechnet werden. Für das Juli-Profil 1986 ergibt sich ein ungefährender Wert von $280 \text{ mg C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$, was der Angabe von $250 \text{ mg C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$ im Juli 1953 bei Steemann-Nielsen in etwa entspricht. Aus dem Profil von September 1992 errechnete sich eine höhere Gesamtproduktion von $350 \text{ mg C m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$. Diese Ergebnisse stimmen überraschend gut überein, obwohl ja die unterschiedliche Einstrahlung an den Messtagen nicht berücksichtigt werden konnte.

Die drastischen Einbrüche der Phytoplanktonbiomasse im Mai und August 1986 bzw. die rasche Auflösung der Tiefenmaxima (Abb. 11, B) fanden ihre Erklärung in der Zusammensetzung des Zooplanktons (Mikschi 1990). Die Abundanz von Rotatorien-Arten war im Wesentlichen dafür verantwortlich. Am einfachsten sind die Zusammenhänge zwischen dem Zooplankton und ihrer potenziellen Nahrung mit einer Korrelationsmatrix festzustellen (Tabelle 3). Signifikante Korrelationskoeffizienten ergaben, dass *Keratella cochlearis* Ciliaten und farblose Flagellaten als Nahrung bevorzugte, so wie auch *Filinia hofmanni* deren Korrelation aber nicht signifikant war. Hingegen ernährt sich *K. hiemalis* lieber von *Cryptomonas*, *Rhodomonas* und *Peridinium*. Eine multiple Regression zwischen den Abundanzen und den Nahrungskomponenten (Tabelle 4) erbrachte eine hohe Gesamtkorrelation von $R^2 = 0,73$ für *K. cochlearis*, wobei Ciliaten mit $r = 0,51$ an erster Stelle standen.

Diese Analyse ergab einen signifikanten Einfluss von Ciliaten (also Detritus und Bakterien) auf *K. cochlearis*, sowie ein positiver, aber nicht signifikanter Einfluss von kleinen, farblosen Flagellaten und eine negative Korrelation zu den Cryptomonaden. Insgesamt erklärte die multiple Regression 73 % der Varianz von *K. cochlearis*. Die Varianz von *K. hiemalis* wurde von der Regression zu 37 % erklärt, wobei *Peridinium sp.* und *Cryptomonas sp.* einen signifikant positiven Einfluss haben. *Cryptomonas sp.* war auch signifikant bedeutend für *S. pectinata*. Die Regression erklärt immerhin 37,4 % der Varianz dieser Art. Auf Grund der einfachen Korrelation kam für *P. dolichoptera* vor allem *Rhodomonas sp.* und farblose Flagellaten als Nahrung in Frage. Bei einem Er-

Tab. 3: Korrelation zwischen der Abundanz der Arten des Zooplanktons und dem Gesamtvorkommen geeigneter Nahrung an den einzelnen Terminen, beides als Ind. m^{-2} . Signifikante Koeffizienten ($p < 0,05$) sind Fett wiedergegeben, solche von $+0,1$ bis $-0,1$ durch – symbolisiert. N = Nauplien, C = Copepoditen. Aus Mikschi (1990, S. 84) verändert. – Tab. 3: Correlation between the abundance of zooplankton species and the total number of suitable foods at each date, both as Ind. m^{-2} . Significant coefficients ($p < 0.05$) are marked in bold, those from $+0.1$ to -0.1 are by – symbolized. N = nauplii, C = copepodites. From Mikschi (1990, p. 84) modified.

	Ciliaten	Farblose Flagellaten	Cryptomonas	Rhodomonas	Andere
<i>Keratella cochlearis</i>	+0,86	+0,61	+0,22	+0,14	
<i>Keratella hiemalis</i>	–	+0,29	+0,56	–	<i>Peridinium</i> +0,52
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	–	+0,44	+0,16	+0,77	
<i>Synchaeta pectinata</i>	+0,15	–	+0,24	0,21	
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	–0,25	–	–	–0,3	
<i>Filinia hofmanni</i>	+0,19	–	+0,15	–	
<i>Bosmina longispina</i>	–0,2	–	–	–0,19	
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	–0,2	–	–0,2	0,26	
<i>Acanthocyclops robustus</i> N	–	–	–	–	<i>Dinobryon</i> +0,21
<i>Acanthocyclops robustus</i> C	+0,25	–	–	–	<i>Dinobryon</i> +0,24

Tab. 4: Multiple Regression zwischen der Abundanz einzelner Rotatorienarten und dem Vorkommen verschiedener Gruppen von Nahrung. Signifikante Koeffizienten sind fett dargestellt ($p < 0,05$). Aus Mikschi (1990, S.86) verändert. – Tab. 4: Multiple regression between the abundance of individual Rotifera species and the occurrence of different food items. Significant coefficients are shown in bold ($p < 0.05$). From Mikschi (1990, p.86) modified.

	Ciliaten	Farblose Flagellaten	Crypto	Rhodo	Peri	Mult, R ²	Mult, p
<i>Keratella cochlearis</i>	0,60	0,60	–0,22	–0,12		0,73	0,001
<i>Keratella hiemalis</i>		0,01	0,10	0,01	0,30	0,37	0,002
<i>Polyarthra dolichoptera</i>		0,07		0,04		0,24	0,008
<i>Synchaeta pectinata</i>	0,01	–0,04	0,10	0,04		0,38	0,006

klärungswert von 24 % der Varianz durch die Regression, war nur der Einfluss von Flagellaten signifikant.

Die dominanten Arten des Rotatorienplanktons wiesen überdies unterschiedliche Bedürfnisse in Bezug auf Temperatur und Sauerstoff auf. *Filinia hofmanni* trat in weiten Sauerstoffkonzentrationen von 0,6 bis 13,3 mg O₂ L^{–1} und Temperaturen von 4–6 °C auf. Diese Art bewohnte 1–7 m Tiefe im Frühjahr und die tieferen, anoxischen Schichten im Sommer. Im Gegensatz dazu braucht *Asplanchna priodonta* Konzentrationen von mehr als 9 mg O₂ L^{–1} und Temperaturen von 4 bis 15 °C (Mikschi 1989).

Die Algenflora der Schlenken der Hochmoore am LOS untersuchte bereits Redinger (1934), der über eine große Zahl an Desmidiaceen berichtete. Das Phytobenthos einiger Schlenken im Schwingrasen erhoben Rauch & Schagerl (2003). Der Anteil der einzelnen Algenklassen in sieben untersuchten Schlenken unterschied sich nur wenig, die Artenzusammensetzung hingegen wesentlich. Die größte Schlenke, das Moorloch war mit 108 bestimmten Taxa am artenreichsten und wies eine völlig andere Zusammensetzung der Arten auf als die anderen Probenstellen. Einige Arten, wie sehr große Desmidiaceen (z. B. *Closterium ehrenhegii* var. *ebrenbergii*), sowie fädige Algen (z. B. *Spirogyra* sp.) konnten ausschließlich im Moorloch gefunden werden. Nur dort kamen auch Planktonarten wie z. B. *Asterionella formosa* vor. Die Studie wird durch eine ausführliche Artenliste ergänzt. Korrelationen der wichtigsten Arten zu Umweltvariablen ergänzten in einer zweiten Publikation diese Studie (Rauch et al. 2006). Leitfähigkeit und pH-Wert erwiesen sich als bestimmende Größen, Temperatur und Alkalinität spielten hingegen kaum eine Rolle. Für jede Algenklasse wurden charakteristische Indikator-taxe definiert.

Die Moosflora der Umgebung des Obersees, der Schwingrasen und des Sees beschrieb Fuchsig (1924). Die Ufer des Sees wiesen eine diverse Moosflora auf, der See selbst war hingegen frei von Moosen, was Fuchsig auf den geringen Sauerstoffgehalt zurückführte. Eine detaillierte Beschreibung der Entstehung und Zusammensetzung der Schwingrasen ist bei Kusel-Fetzmann (1978) nachzulesen. Die neueste Kartierung des Schwingrasens und der Makrophyten im Obersee ließ signifikante zeitliche Veränderungen erkennen (Forsthuber & Sary 2021).

Die bereits erwähnten bakteriologische Untersuchungen nach der Plattenmethode am Ober- und Untersee (Zih & Ruttner 1932) verfolgten im Obersee den Vorgang der

Selbstreinigung nach einem sommerlichen Regenereignis. Unmittelbar nach dem Regen erhöhte sich die Keimzahl oberhalb der Temperatursprungschicht auf mehr als das Hundertfache. Schon am nächsten Tag nahmen die Zahlen in allen Schichten deutliche ab und nach 7 Tagen war der Ausgangszustand wieder hergestellt. Als Ursache dieser rasch erfolgten Verminderung der Bakterienzahlen führten die Autoren die bakterizide Kraft des Lichtes an.

Die benthische Tierwelt im Obersee wurde von Lundbeck (1936) als ärmlich beschrieben, da sie fast ausschließlich aus Chironomiden-Larven bestand, welche ausführlich in Thienemann (1951) behandelt wurden. Nur im Uferbereich bis etwa 2 m Tiefe waren Mollusken zahlreich. Lundbeck führte das auf die ungünstigen, einseitigen Lebensbedingungen zurück.

Zum Abschluss dieses Abschnittes soll noch kurz auf die oberhalb des LOS im Bereich der Herrenalm und dem Dürrensteingebiet gelegenen Almtümpel verwiesen werden. Auch dazu fand sich ein Beispiel in Bergers Nachlass. Nach Messungen am 27. Juli 1948 und 27. August 1961 lagen die Temperaturen in den 14 untersuchten Tümpeln zwischen 11°C und 27°C. Die Alkalität variierte wenig (0,23–0,38) und der pH-Werte reichte von 5,8 bis 6,5. Nur in einem Fall lag der pH bei 7,5 bis 8,0. Die Notiz dazu beschrieb das Kleingewässer als klares Regenwasser. Alle anderen Tümpel waren trüb, rötlich oder grasgrün. Schon Brehm (1930) erwähnte extreme Unterschiede der Temperatur: „Mittagstemperatur 18°C in einem Tümpel, der morgens noch mit einer Eiskruste bedeckt war“. Die rötliche bis rote Färbung mancher Tümpel rührte von *Euglena sanguinea* oder rot pigmentierten Crustaceen her, wie bereits Klausener (1908) unter anderem für die Lunzer „Blutseen“ erwähnte. Schon früher (Nägler 1911; Pascher & Jahoda 1928) waren die Tümpel Untersuchungsobjekt wegen ihrer Vegetationsfärbung durch Organismen. Etwas ausführlicher stellte Thienemann (1951) die Almtümpel samt deren Chironomiden dar.

Lunzer Mittersee (LMS)

Der Mittersee ist ein Gundwassersee auf 767 m Höhe über Adria. Im Gegensatz zu den beiden anderen Seen ist der Mittersee je nach Wasserstand nur 2,5 bis 4 m tief. Er ist eingebettet in Talschuttmassen, in denen der Seebach verschwindet und unterirdisch in den Mittersee eintritt. Ein oberflächlicher Zufluss ist nur bei Hochwasser zu beobachten (Götzinger 1908a). Das Wasser aus dem Untergrund dringt vorwiegend in sogenannten Quelltrichtern auf, welche vom Wasser selbst geformt wurden. Eine detaillierte Erklärung zur Entstehung der Trichter findet sich in Götzinger (1908a). Primär war wohl ein querliegender Felsriegel verantwortlich für die primäre Entstehung eines flachen, vom Grundwasser gespeisten Gewässers. Sekundär wurde dann der See durch eine künstliche Barriere für die Holzdrift überstaut. Zu- und Abfluss bestimmen im Wesentlichen den Wasserhaushalt und sind für die oft erheblichen Änderungen des Pegelstandes bei Starkregen oder Schneeschmelze verantwortlich. Ein extremes Beispiel führt Götzinger für den 17. März 1906 an, bei dem nach über 30 cm Niederschlag ein Hochwasser eintrat, das mit kurzer Verzögerung einen extremen Pegelanstieg von 67 cm bewirkte. Die Temperatur des Grundwassers wies übers Jahr eine Amplitude von etwa 2°C auf, wobei das Minimum im Mai zur Zeit der Schneeschmelze eintrat (Götzinger 1908b). Die komplizierten Eisverhältnisse des Mittersees werden ausführlich in Götzinger (1917) abgehandelt. Die eigentliche Eis-

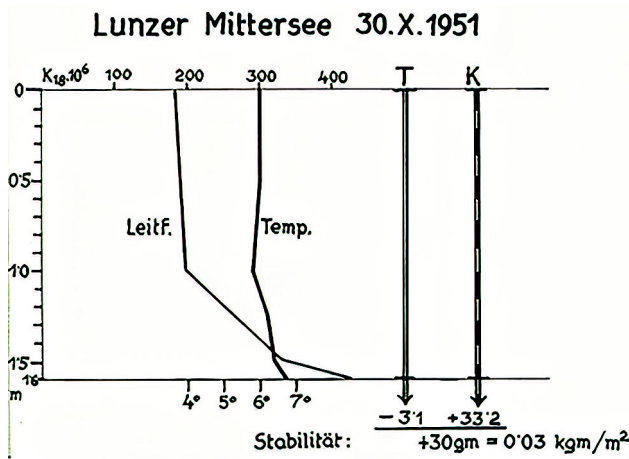


Abb. 13: Temperatur (Temp.) und Leitfähigkeit (Leitf.) im Lunzer Mittersee am 30.10.1951. Dazu die berechnete thermische (T) und Konzentrations-Stabilität (K) sowie die daraus abgeleitete Gesamtstabilität der Wassersäule in kgm pro m². Original aus dem Nachlass Berger und Berger (1955). – Fig. 13: Temperature (Temp.) and conductivity (Leitf.) in Lunzer Mittersee on 30.10.1951. The calculated thermal (T) and concentration stability (K) as well as the resulting overall stability of the water column in kgm per m² are given. Original from the legacy of Berger and Berger (1955).

periode dauerte etwa drei Monate, von Dezember bis Februar. Sie konnte aber bereits im November beginnen und erst im März enden. Jedenfalls dauerte die 3–6-mal unterbrochene Vereisung des Mittersees kürzer als die des Obersees, was sich auch auf die Flora und Fauna auswirkte.

Wie am Obersee hat Berger auch am Mittersee Untersuchungen zur Stabilität durchgeführt (Berger 1955). Zum Vergleich zum Obersee sei hier die Graphik vom 30.10.1951 aus dieser Arbeit im Original aus dem Nachlass wiedergegeben (Abb. 13). Dazu Berger „Die Temperaturinversion ergibt eine negative, die Konzentrationsschichtung eine etwas größere, positive Stabilität. Der Überschuss beträgt nur 30 Metergramm gleich 0,03 mkg je m². Dennoch hielt sich diese Schichtung längere Zeit gegen die durchmischende Kraft des Windes aufrecht, ein Zeichen, dass sie vom Schlamm aus, während der wenige Monate dauernden Stagnationsperiode recht intensiv genährt wurde“.

In seiner Untersuchung der Bacillariaceen (Diatomeen, Kieselalgen) des Gebietes wies Hustedt (1922) darauf hin, dass der Mittersee, abgesehen von den Almtümpeln, die wenigsten Formen aufweist. Von den 349 aufgefundenen Formen waren im Mittersee nur 90 vertreten, wobei *Navicula* und *Cymbella* Arten am häufigsten vorkamen.

Über die Wassermoose des Mittersees berichtete Fuchsig (1924). Der sumpfige Süd- und Südwestteil des Seeufers wies eine artenreiche submerse Mossvegetation auf, während am felsigen Westufer die Sumpfmoose zurücktreten.

Brehm (1910) charakterisierte bereits die Fauna des Sees. Eine Ufervegetation existierte nicht, wohl aber ausgedehnte *Chara*- und *Potamogeton*-Rasen am Boden des Sees. Typische Planktonorganismen fehlten. Allerdings wurden Evertabraten mit gutem Schwimmvermögen (z. B. *Cyclops*, *Chydorus*, *Notholca* ua.) in den Wasserschichten über der Vegetation gefunden. Im feinen Schlamm des Bodens fand Brehm die Ostracoden *Candona candida* und *Limnocythere relictia*, ein Glazialrelikt. Auf einer Sandbank fanden sich Kolonien hellroter Exemplare von *Ilocryptus sordidus* gemeinschaftlich mit *Lebertia rufipes* und Pisidien. *Cyclops fimbriatus* war im Mittersee eine perennierende Art im Gegensatz zum zeitlich beschränkten Vorkommen in diversen Bächen. Ursache war wohl die geringe

Temperaturamplitude dieses Sees, der dadurch generell artenarm war. Deswegen war auch die Verteilung der Tierwelt gleichmäßig zu allen Jahreszeiten. Auf Grund des Nahrungsmangels bildeten sich Kümmerformen aus. Weitere Beiträge lieferten Mikoletzky (1914) für die Nematoden, sowie Albrecht (1924), der die Chironomiden untersuchte und umfassend beschrieb, auflistete und mit Verteilungskarten der einzelnen Arten aufwartete. Begründet wurden die Verteilungsmuster vor allem durch die unterschiedliche Bodenbeschaffenheit. Der Mittersee wurde fast ausschließlich von Chironomidenlarven der Gruppe *Orthocladiinae* bevölkert.

Als größte Quelle des Gebietes (Limnokrene) bezeichneten Brehm & Ruttner (1926) den Mittersee in ihrer Studie über die Biozönosen der Lunzer Gewässer. Darin beschrieben die Autoren auch die Zonierung der Cyanoprokaryoten im Aufwuchs des Littorals. Als charakteristischste Form bezeichneten sie die Grünalge *Tetraspora gelatinosa*, welche dichte Überzüge bildete. Zwischen den Cyanoprokaryoten, vielmehr jedoch in den submersen Moosen fand sich eine reiche Fauna bdelloider Rotatorien, die dem See eine Sonderstellung gaben (Bryce 1926). In einer späteren Untersuchung der Lunzer Seen unterschied Thiennemann (1951) verschiedene Biotope im Mittersee nach ihrer Besiedelung mit Chironomiden, wobei er betont, dass der gesamte See der Litoralregion zuzurechnen ist.

Eine detaillierte Analyse der Zonierung des Aufwuchses auf Steinen, Holz und Makrophyten sowie der flottierenden Algenwatten im Mittersee findet sich in Kann (1978, S. 488ff). Die zusammenfassende Beurteilung hob das Vorkommen für den Seebach typischer Arten hervor, obwohl hier stehendes Wasser vorherrscht. Ein Vergleich mit einem Hochgebirgssee machte die niedrigen Wassertemperaturen für das Auftreten einiger Arten verantwortlich.

Purpurbakterien vergesellschaftet mit Schwefelbakterien verliehen dem Seeboden zeitweise einen rötlichen Schimmer. Grund für das Vorkommen war die zeitweise Meromixie des Mittersees (Ruttner 1955 a, b) mit sprunghafter Zunahme der Leitfähigkeit unterhalb einem Meter Tiefe bei gleichzeitig abnehmendem Sauerstoffgehalt. Die chemischen Analysen in diesen beiden Publikationen stammten von Franz Berger, wie sich aus seinem Nachlass erkennen lässt. Diese Schichtungszustände stimmten weitgehend mit Verhältnissen in tiefen meromiktischen Seen überein, traten aber nur zeitweise auf. Während der meromiktischen Zustände traten unterhalb der Chemokline Schwefelorganismen der Gattungen, *Chromatium*, *Lamprocystis* und *Thiospira* sowie verschiedene Bakterien in erheblichen Individuenzahlen auf. An assimilierenden Algen waren vor allem *Cryptomonas*- und *Chlamydomonas*-Arten sowie *Euglena acus* beteiligt.

Die fakultative Meromixie lässt sich auch mit Angaben aus dem Nachlass Bergers für den Winter 1954/55 nachweisen (Abb. 14, oben). Von Oktober 1954 bis Februar 1955 nahm zwar in allen Fällen die Leitfähigkeit mit der Tiefe zu und die Sauerstoffkonzentration ab, der Sauerstoff erreichte aber niemals eine kritische Konzentration. Es lassen sich also keine meromiktischen Zustände im Winter 1954/55 ableiten. Meromixie beherrschte hingegen den Winter 1953/54, wie der Vergleich mit Daten aus Ruttner (1955 b) erkennen lässt (Abb. 14, unten).

Nach Lundbeck (1936) glich die Tierwelt des Bodens im Mittersee mehr einer Quelle als einem See, wie die Grundwassertiere *Bythinella* und *Niphargus* bewiesen. Ebenso sind bei den Chironomiden 87 % der *Orthocladius*-Gruppe zugewiesen worden.

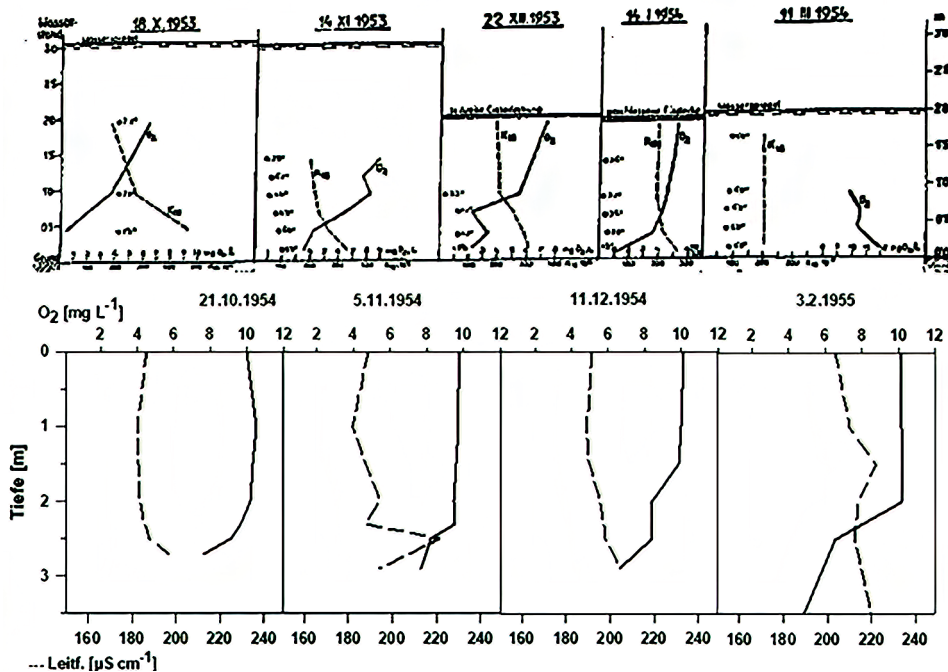


Abb. 14: Leitfähigkeit und Sauerstoffprofile im Lunzer Mittersee im Herbst-Winter 1953/54 (obere Graphik, verändert aus Ruttner 1955 b) und Herbst-Winter 1954/55 nach Daten aus dem Nachlass Berger. – Fig. 14: Conductivity and oxygen profiles in Lunzer Mittersee in autumn-winter 1953/54 (upper graph, modified from Ruttner 1955 b) and autumn-winter 1954/55 according to data from the legacy of Berger.

Lunzer Untersee (LUS)

Für den Lunzer Untersee liegen bei weitem die meisten Untersuchungen und Publikationen vor. Es wird daher nur auf nicht veröffentlichte oder wenig bekannte Arbeiten eingegangen, sowie auf Studien, die zwei oder alle drei Seen im Fokus haben.

Die Vereisung des Unter- und Obersees, den Aufbau und die Veränderungen des Eises sowie die Vorgänge beim vollständigen Zufrieren beschrieb Götzing (1909) ausführlich. Zum Obersee stellte er fest, dass häufig das Kerneis fehlt, wohl wegen der großen Schneemengen, die im Jahr 1907 Höhen von 1,15 bis 3 m erreichten.

Horizontale Unterschiede der Oberflächentemperatur sind im Lunzer Untersees bereits 1907 nachgewiesen worden, wie eine Kartendarstellung des Westteiles des Sees von Götzing aus dem Nachlass von Berger zeigt (Abb. 15, A). Die Karte, datiert 12.9.1907, zeigt einen deutlichen Unterschied zwischen wärmerem Wasser (18°C) im Bereich des Südufers und dem zentralen Teil des Sees (16–17°C). Deutlich niedrigere Temperaturen sind im Bereich des Seebachausflusses und des Kanals gemessen worden. Im selben Jahr wurden auch Temperaturmessungen im Schlamm des LUS zu verschiedenen Tageszeiten ausgeführt (Abb. 15, B). In den meisten Fällen sank die Temperatur im Schlamm ab oder blieb konstant. Nur am 3.11.1907 war die Temperatur im Schlamm um über 1°C höher als im Wasserkörper. Im Nachlass Berger fand sich weiters ein Kuriosum – eine Feinmessung der

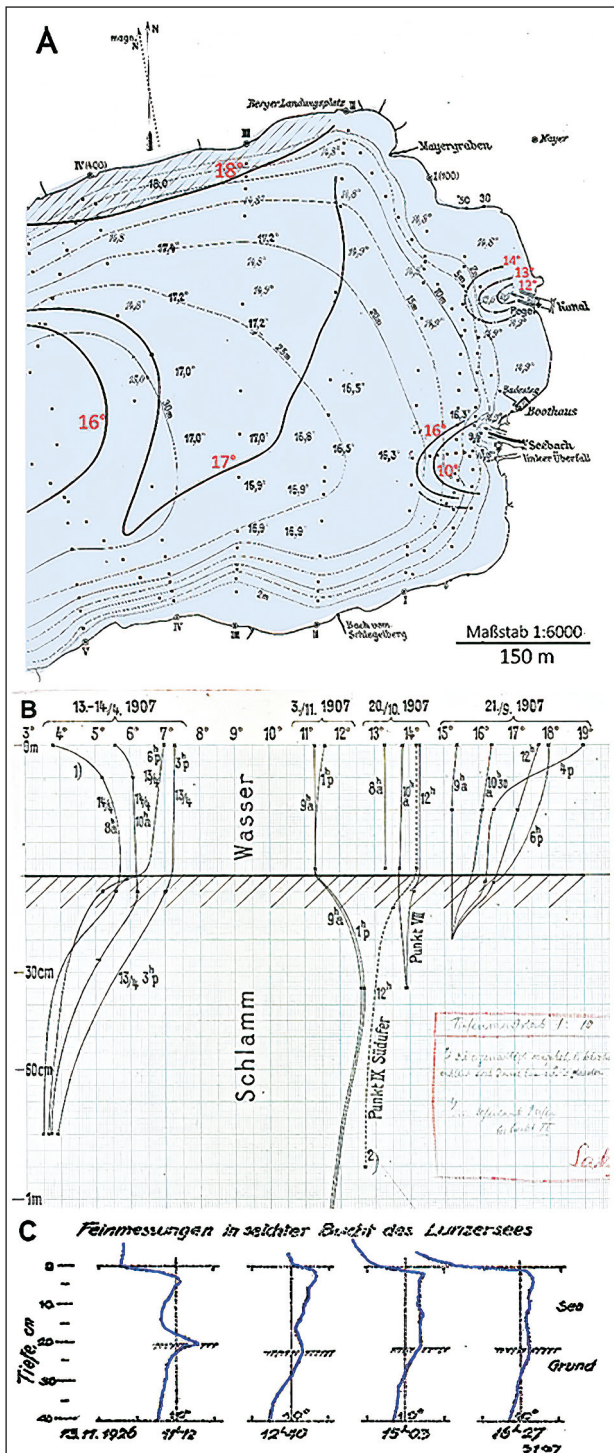


Abb. 15: Lunzer Untersee. A. Horizontale Unterschiede der Oberflächentemperatur im Westteil des Sees im Jahr 1907. B. Temperatur des Wassers und des Schlamms an mehreren Tagen und zu verschiedenen Tageszeiten im Jahr 1907. C. Feinmessung in einer Bucht am 13.11.1926. Alle Darstellungen aus dem Nachlass Berger im Original. A und C wurden elektronisch nachbearbeitet. – Fig. 15: Lunzer Untersee. A. Horizontal differences in surface temperature in the western part of the lake in the year 1907. B. temperature of water and mud on several days and at different times of the day in the year 1907. C Fine measurement in a bay on 13.11.1926. All originals from the legacy of Berger. A and C were electronically post-processed.

Temperatur von der Luft bis in den Schlamm in einer nur 40 cm tiefen Bucht des LUS zu verschiedenen Zeiten des 13.11.1926 (Abb. 15, C). Die tageszeitlichen Änderungen der Temperatur vor allem an der Luft und an der Wasser-Schlamm Kontaktzone sind darin zu erkennen. Alle diese Messungen sind nicht dokumentiert, sehr wohl aber die Beschaffenheit und die chemische Zusammensetzung des Schlammes im LUS und im LOS, wobei auf den größeren Glühverlust als Folge organischer Beimengung im LOS hingewiesen wurde (Mulley 1914).

Aus dem Nachlass Berger konnten neben zahlreichen

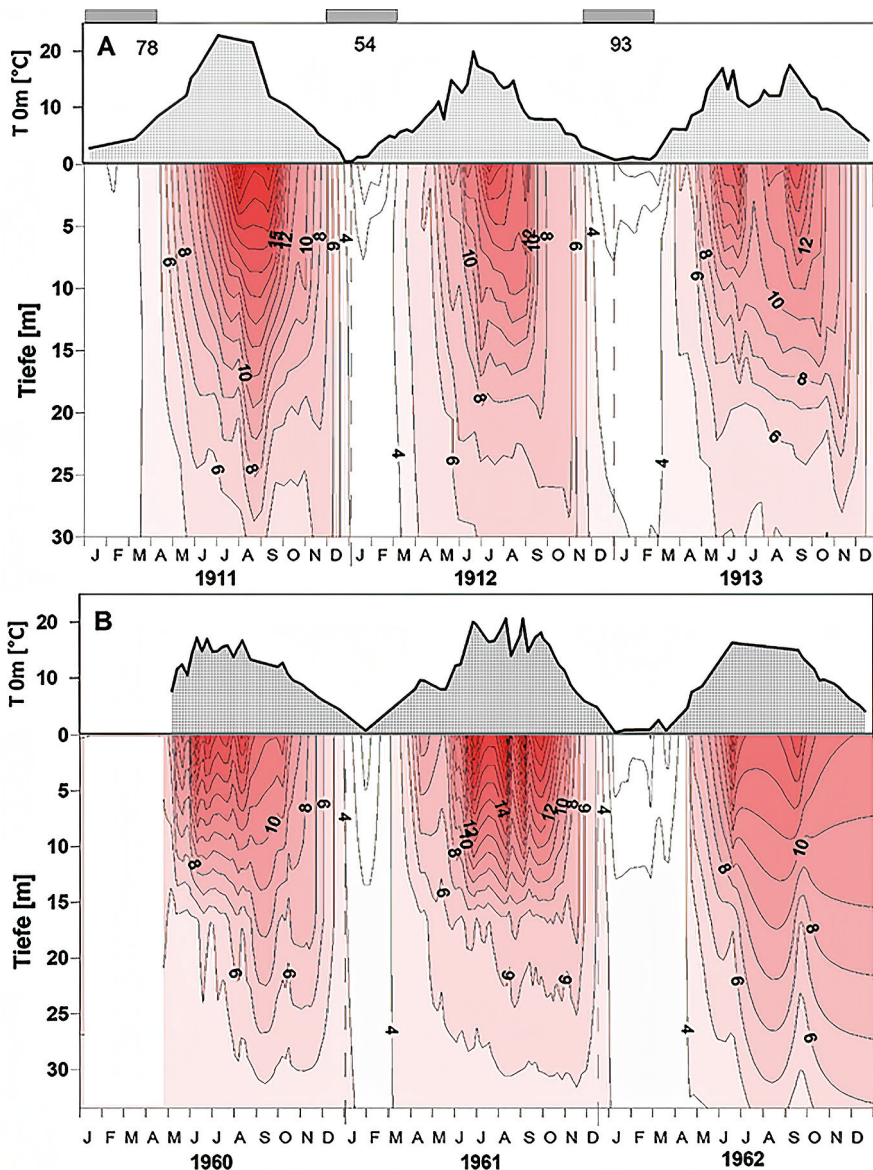


Abb. 16: Lunzer Untersee. A. Jahresgänge der Oberflächentemperatur (T 0m) und Tiefen-Isolinien der Wassertemperatur beide in °C für die Jahre 1911 bis 1913 nach Daten in Ruttner (1930). Die Dauer der Vereisung sind als graue Flächen angegeben und darunter als Dauer in Tagen. B. Jahresgänge der Oberflächentemperatur (T 0m) und Tiefen-Isolinien der Wassertemperatur für die Jahre 1960 bis 1962 nach Daten aus dem Nachlass Berger, Protokollheft Heigl. Vereisungsdaten waren darin nicht verzeichnet. – Fig. 16: Lunzer Untersee. A. Annual cycles of surface water temperature (T 0m) and depth isopleths of water temperature both in °C for the years 1911 to 1913 according to data in Ruttner (1930). The duration of the ice cover is indicated in gray and below in days. B. Annual cycles of surface water temperature (T 0m) and depth isopleths of water temperature for the years 1960 to 1962 according to data from the Berger legacy, protocol book Heigl. Ice data were not recorded.

chemischen Analysen vor allem Temperatur- und Sauerstoffprofile für den Zeitraum Februar 1922 bis Mai 1980 aus den handschriftlichen Aufzeichnungen zusammengetragen werden. Meist sind es nur wenige Profile pro Jahr, manche Jahre fehlen ganz. In den Jahren 1960 bis 1962 wurden aber jedenfalls Profile der Wassertemperatur von Herrn Heigl, einem technischen Mitarbeiter der Station, regelmäßig aufgezeichnet. Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit früheren Resultaten aus den Jahren 1911 bis 1913 (Ruttner 1930) bot sich daher an (Abb. 16).

Der Verlauf der Temperatur an der Oberfläche des LUS war wenig unterschiedlich und meist eingipfelig. Eine Ausnahme bildete das Jahr 1913, in dem es im Sommer von Anfang Juni bis Mitte August zu einem Einbruch der Temperatur kam, vermutlich durch schlechtes Wetter. Anfang Juni wurden noch fast 17°C erreicht, danach sank die Temperatur rasch bis auf 10°C am 1. Juli 1913 ab (Abb. 16, A). Die Erwärmung danach erfolgte langsam und schrittweise. Erst am 24. August wurde wieder ein Wert über 17°C gemessen. Der Temperatureinbruch ist auch im Tiefenprofil deutlich an der 10°C Isoplethe zu erkennen, die von 7 m auf 3 m anstieg, um danach im Herbst auf über 10 m abzusinken. Im Jahr davor 1912 wurden am 6. Juli knapp 20°C gemessen und der See war deutlich geschichtet. Die höchsten Oberflächentemperaturen wurden mit 22,8°C am 6. Juli und mit 21,5°C am 12. September 1911 gemessen. Allerdings gab es keinen Wert für August wie überhaupt der glattere Kurvenverlauf im Jahr 1911 auf weniger Profile (12) zurückzuführen war. Ruttner (1930) wies darauf hin, dass 1911 das bei weitem wärmste Jahr seiner Untersuchungsperiode 1908 bis 1913 war. Für weitere, umfangreiche Analysen der Gewässertemperatur jener Jahre sei auf diese Arbeit verwiesen.

In den Jahren 1960 bis 1962 wurden den Temperaturen über 20°C im Juni und August 1961 an der Oberfläche registriert (Abb. 16, B). Die Isolinien dieses Jahres lassen eine thermische Schichtung erkennen. Der etwas unruhige Verlauf der Temperaturen an der Oberflächen 1960 und 1961 hing wohl mit wechselnden Wetterbedingungen zusammen. Der glatte Verlauf in 0m und die Tiefenverteilung der Temperatur 1962 war wohl der weit geringeren Probenfrequenz geschuldet. Insgesamt kann für alle sechs Jahre festgehal-

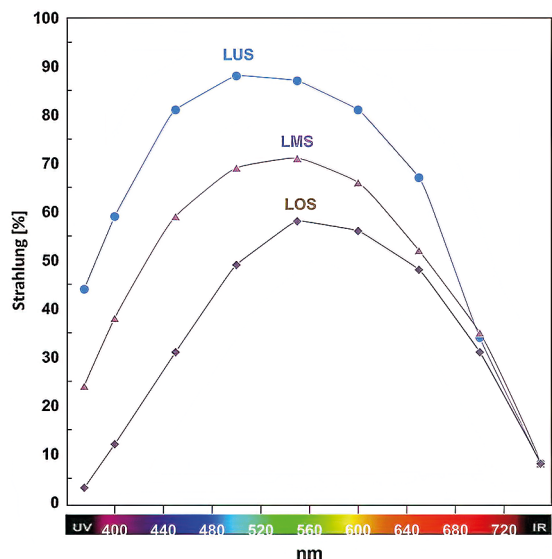


Abb. 17: Lunzer Seen. Spektralkurven der Strahlung unter Wasser von 350 bis 730 nm in Prozent der Oberflächenintensität für den Untersee (LUS), den Mittersee (MLS) und den Obersee (LOS). Mittelwerte für 1–7 m Tiefe im LUS, 1–2 m im LOS und für 1 m im MLS. Nach Daten für das Jahr 1950 aus Dirmhirn (1951). – Fig. 17: Lunz Lakes. Spectral curves of underwater radiation from 350 to 730 nm as % of the surface intensity for the Untersee (LUS), the Mittersee (MLS) and the Obersee (LOS). Mean values for 1–7 m depth in LUS, 1–2 m in LOS and for 1 m in MLS. According to data for the year 1950 from Dirmhirn (1951).

ten werden, dass weder im Jahresverlauf an der Oberfläche noch in der Tiefenverteilung der Temperatur in den knapp 50 Jahren zwischen den beiden Zeitperioden wesentliche Unterschiede festzustellen sind.

Über einen langen Zeitraum von 1921 bis 2015 betrachtet, hat sich der Lunzer Untersee allerdings um $0,8^{\circ}\text{C}$ an der Oberfläche erwärmt, gleichzeitig hat die Dauer der Vereisung im Winter abgenommen (Kainz et al. (2017). In den Wintern 2006 und 2013 war der See sogar eisfrei.

Einen Vergleich der Strahlung unter Wasser aller drei Lunzer Seen ermöglichten die Messungen von Dirmhirn (1951) aus den Jahren 1937/38, 1949 und 1951 (Abb. 17). Die größte Durchlässigkeit in allen Spektralbereichen mit einem Maximum im blaugrünen Bereich wies der LUS auf, gefolgt vom LMS und dem LUS, beide mit Maxima im Grün. Für den LOS wiesen die Daten aus den oben angeführten Jahren die größte Variabilität auf, im MLS waren sie hingegen sehr konstant.

Die Entwicklung der Artenzusammensetzung des Phyto- und Zooplanktons und die Beziehung zu Umweltvariablen im Lunzer Untersee ist für die Jahre 1908 bis 1913 umfassend und detailreich dargestellt und analysiert worden (Ruttner 1930). In einer späteren Arbeit Ruttner (1937) lag der Fokus auf einem Vergleich mehrerer Ostalpenseen, so auch des Erlauf- und Leopoldsteiner Sees, welche als dem LUS sehr ähnlich beschrieben worden sind. Veränderungen in der Zusammensetzung des Planktons beschrieb Ruttner (1954) in drei Gruppen:

Kurzfristige quantitative Veränderungen der vorherrschenden Desmidiaceenflora, etwa wie im Herbst 1952 als erstmalig *Staurastrum manfeldti* dominierte. Im selben Jahr entwickelten sich Massen

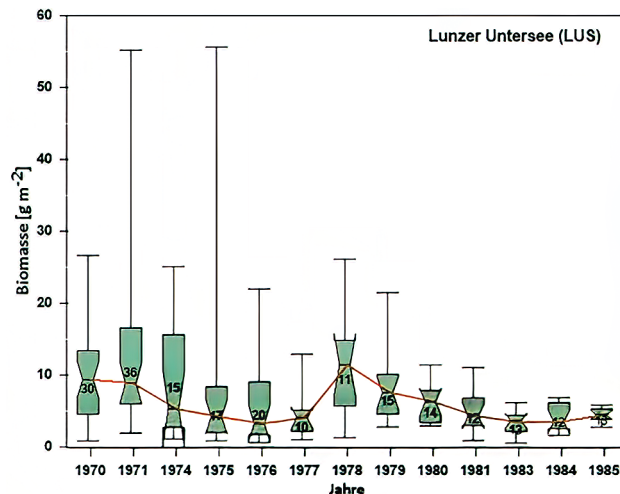


Abb. 18: Phytoplankton-Biomasse in der Wassersäule als g Frischgewicht pro m^2 im Lunzer Untersee in den Jahren 1970, 1971, 1974–1981 und 1983–1985. Gekerbte Box-Whisker Graphiken. Die Box wird durch das untere und obere Quartil definiert, und die Linie in der Mitte der Box ist der Median. Die Striche zeigen das Minimum und Maximum der Werte. Die Kerbe gibt die 95 % Vertrauensgrenzen für den Median an. Die Werte in den Boxen geben die Anzahl der Erhebungen pro Jahr an. Daten aus Pivoda (1975), Malicky (1979 bis 1985) und Ruttner-Kolisko & Malicky (1988). – Fig. 18: Phytoplankton biomass in the water column as g fresh weight per m^2 in Lunzer Untersee for the years 1970, 1971, 1974–1981 and 1983–1985 as notched Box-Whisker Plots. The box is defined by the lower and upper quartiles, and the line in the middle of the box is the median. The whiskers show the minimum and maximum of the values. The notch indicates the 95 % confidence limits for the median. The values in the boxes indicate the number of surveys per year. Data from Pivoda (1975), Malicky (1979 to 1985) and Ruttner-Kolisko & Malicky (1988).

der Heliozoe *Acanthocystis lemani*. Weiters war das Rädertier *Collotheca libera* zahlreicher als in den Jahren davor.

Vorübergehende Invasionen etwa das massenhafte Vorkommen der Cyanoprokaryote *Aphanothece clathrata* im Herbst 1936, was besonders bemerkenswert war, da ansonsten nicht einmal Arten oligotropher Seen hier anzutreffen waren. Eine ähnliche Entwicklung zeigte die zentrische Diatomee *Stephanodiscus hantzschii*, die nach 1933 in Massen das Winterplankton beherrschte.

Bleibende Neuzugänge waren *Staurostrum gladiusum* und *Closterium acutum*

Pivoda (1975) bearbeitete das Phytoplankton in den Jahren 1970 und 1971 und verglich die Ergebnisse mit den früheren Arbeiten. Es kam zu weiteren Verschiebungen in der Zusammensetzung der meisten Algenklassen, besonders aber bei den Chrysophyceen, welche als bleibende Invasionen im Sinne von Ruttner (1954) gedeutet wurden. Planktische Cyanoprokaryota fehlten völlig, was schon Ruttner (1930) beobachtet hatte. Im Jahr 1978 begann eine weitere mehrjährige Untersuchung des Phytoplanktons (Malicky 1979, 1980, 1981, 1982, 1984, 1985). Die Zusammensetzung des Planktons hatte sich im Projektzeitraum nicht geändert. Sie war weiterhin charakteristisch für oligotrophe Seen, verdeutlicht durch das Fehlen der Cyanoprokaryoten, die Vorherrschaft von Chrysophyceen und Diatomeen im Frühjahr, sowie die Bedeutung der Cryptophyceen (Malicky 1987). Eine Zusammenstellung der Biomassen des Phytoplanktons unter einem Quadratmeter in der Wassersäule der Jahre 1970 bis 1985 bietet Abb. 18 als Box-Whisker Darstellung (Pivoda 1975; Malicky 1979–1987; Ruttner-Kolisko & Malicky 1988). Die höchsten Mediane, größten Spannweiten und Boxen (50 % aller Daten) wurden 1970, 1971, 1974 und 1978 erreicht. Gleichzeitig zeigen die Einkerbungen (Notches) an, dass die Jahre 1970, 1971 und 1978 nicht signifikant voneinander verschieden waren. In den Jahren 1974 bis 1977 gingen die Biomassen deutlich zurück, die Spannweiten blieben aber noch hoch. Das Jahr 1978 verzeichnete wiederum höhere Biomassen. Danach gingen alle Parameter 1979 bis 1981 immer weiter zurück, um sich 1984 und 1985 auf einem annähernd konstant niedrigen Niveau einzupendeln. Gleichzeitig sind diese beiden Jahre auf Grund der 95 % Konfidenz-

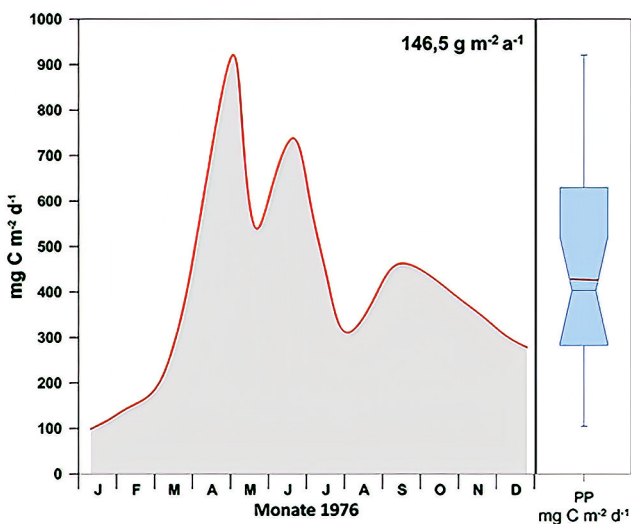


Abb. 19: Lunzer Untersee. Phytoplankton Primärproduktion in $\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ für das Jahr 1976. Die Jahresproduktion ist im Insert angegeben. Zusätzlich als Box-Whisker Graphik mit Median und Mittelwert (rot). Aus Ruttner-Kolisko (1978) umgezeichnet und modifiziert. – Fig. 19: Lunzer Untersee. Phytoplankton primary production in $\text{mg C m}^{-2} \text{d}^{-1}$ for the year 1976. The annual production is indicated in the insert. Additionally, as box-whisker graph with median and mean value (red). From Ruttner-Kolisko (1978) redrawn and modified.

Tab. 5: Rotatorienarten im Lunzer Untersee 1969 – 1977. Maximale und minimale Individuenzahlen pro dm^2 sowie maximale Biomassen in μg pro dm^2 . Aus Ruttner (1981), verändert. – Tab. 5: Rotifera species in Lunzer Untersee 1969 – 1977. Maximum and minimum numbers of individuals per dm^2 and maximum biomass in μg per dm^2 . From Ruttner (1981), modified.

Arten	Max, Ind, dm^{-2}	Min, Ind, dm^{-2}	Max, B, $\mu\text{g dm}^{-2}$
<i>Keratella cochlearis</i>	38,500	9,000	5,775
<i>Keratella hiemalis</i>	2,000	1,000	650
<i>Kellikottia longispina</i>	7,000	1,000	560
<i>Polyarthra vulgaris</i>	5,500	2,000	2,200
<i>Polyarthra maior</i>	4,000	1,000	2,600
<i>Synchaeta oblonga</i>	17,000	4,500	17,000
<i>Synchaeta pectinata</i>	2,000	1,000	5,000
<i>Filinia terminalis</i>	2,500	150	1,875
<i>Conochilus unicornis</i>	3,000	100	1,200
<i>Asplanchna priodonta</i>	1,300	400	10,140

grenzen auch signifikant verschieden von den 70er Jahren. Ergänzend dargestellt sind die Primärproduktionsmessungen aus dem Jahr 1976 (Abb. 19). Die Produktionsleistung in der Wassersäule pro Tag beginnt mit niedrigen Werten noch unter Eis, erreicht im Frühjahr einen Spitzenwert von 920 mg C pro Quadratmeter und Tag, sinkt danach durch den Ausschwemmeffekt während der Schneeschmelze ab und erreicht im Juni ein 2. Maximum. Der starke Rückgang im Sommer wurde auf den Fraßeffect des Zooplanktons zurückgeführt. Die durchschnittliche Tagesproduktion unter dem Quadratmeter betrug 431 mg C pro Tag (Median 400). Die Jahresproduktion 1976 errechnet sich durch Integration der Kurve in Abb. 19 zu 146,5 g m^{-2} . Ruttner-Kolisko (1978) gibt für den Durchschnitt der Jahresproduktion 30 g m^{-2} an.

Quantität, Verteilung und diverse Aspekte des Zooplanktons im LUS wurde mehrfach untersucht (Ruttner 1909, 1914 a u. b, 1930, 1938). Verteilung und Saisonalität der Rotatorien behandelten Ruttner-Kolisko (1977, 1981, 1985) Ruttner-Kolisko & Malicki (1988) und Kubasta (1973). Neun Filtrierer und ein Beutegreifer dominierten das Pelagial. Die höchste und niedrigste Individuenzahl unter der Flächeneinheit (Indiv. dm^{-2}) und die maximale Biomasse ($\mu\text{g dm}^{-2}$) für die Jahre 1969–1977 sind für alle zehn Arten tabellarisch dargestellt (Tabelle 5). Die Häufigkeit variierte stark, hingegen blieb die vertikale Verteilung und Sukzession der vier wichtigsten Arten konstant.

Die Ciliaten bleiben bei Erhebungen der Zooplanktonbiomasse oft unberücksichtigt, obwohl sie eine bedeutende Rolle spielen können. Bereits in Ruttner (1930) finden sich Angaben zu den Ciliaten. Der Autor erwähnt eine nicht näher bestimmte *Lobea*-Art, die in 5 m Tiefe aufgetreten war. Weitere Arten waren etwa 20 μm große *Strombidien*, teilweise mit Zoochlorellen, vereinzelt *Halteria grandinella*, alle in sehr geringen Dichten, sodass eine Auswertung nicht möglich war. Ruttner (1937) stellte fest, dass Ciliaten in großen Mengen vorkommen können und daher nicht vernachlässigt werden sollten. Daher inkludierte er quantitative Tiefenprofile in seine Untersuchungen und konnte *Stokesia*, *Strombidium* und *Strobilidium* im Lunzer See nachweisen, aber auch im Erlaufsee, Leopoldsteinersee und anderen Ostalpenseen. Eine detailliertere Studie über die pelagischen Ciliaten des Lunzer Untersees 1980/81 (Schlott-Idl 1984) ergab eine bemerkenswerte Übereinstimmung der Quantität und Vertikalverteilung dieser Arten über einen Zeitraum von 50 Jahren.

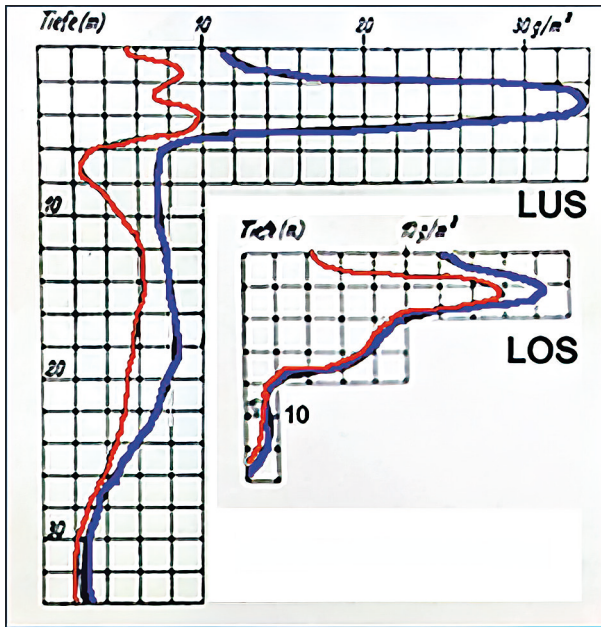


Abb. 20: Tiefenprofile der benthischen Fauna in g pro m² für den Lunzer Untersee (LUS) und den Lunzer Obersee (LOS). Originale aus Lundbeck (1936) elektronisch überarbeitet. – Fig. 20: Depth profiles of the benthic fauna in g per m² for the Lunzer Untersee (LUS) and the Lunzer Obersee (LOS). Original from Lundbeck (1936) electronically enhanced.

Die Tiefenverteilung der gesamten Bodentierwelt zeigte stärkste Besiedlung in wenigen Metern Tiefe (Abb. 20 nach Lundbeck 1936). Die freilebenden Nematoden der Lunzer Seen bearbeitete bereits Micoletzky (1913), wobei er neben den Arten auch auf Häufigkeit, Vorkommen und Biozönosen, sowie auf ihre Ökologie einging (Micoletzky 1914 a,b). Im Zusammenhang mit Nematoden sei auch erwähnt, dass Schiemer (1984) eine neue Nematoden-Art aus einem ganz anderen Biotop Prof. Berger gewidmet hat.

Wie Ober- und Mittersee, untersuchte Thienmann (1951) auch den Lunzer Untersee ausführlich. Die Ergebnisse vom oligotrophen LUS verglich er mit Daten vom eutrophen Großen Plöner See. Er kam zum Schluss, dass beide Seen in Bezug auf die Fauna der Chironomiden grundverschieden waren.

Die Ökologie des submersen Phytals im LUS, speziell der Nematoden und Chironomiden erforschte Schiemer (1967). Leider sind von der umfangreichen Bearbeitung nur die Chironomiden bruchstückhaft publiziert (Schiemer 1968). Untersucht wurden die *Elodea* Bestände in 1–6 m Tiefe, deren Konfiguration und Höhe starke Veränderungen im Jahresverlauf aufwiesen. Die Beläge an der Oberfläche der Pflanzen sind Substrat und Ernährung zahlreicher Arten. Sie bestanden im Wesentlichen aus biogen gefällttem Kalk, Algen und Detritus. Ihr durchschnittliches Trockengewicht betrug 200–400 mg. Der organische Anteil betrug 5–20 %. Temperatur und chemische Variable wiesen ein scharfes Vertikalgefälle in den Beständen auf. In Ergänzung zur Dynamik des Sauerstoffs im Bestand wurde sogar die Assimilationsleistung der *Elodea*-Sprosse untersucht. Die faunistischen Erhebungen konzentrierten sich auf die zahlenmäßig wichtigen Nematoden (32 Arten, 3 bedeutend), Chironomiden (etwa 20 Arten, *Trichocladus algarum* und *Paratanytarsus tenuis* mengenmäßig wichtig) und Oligochäten (11 Arten, überwiegend *Chaetogaster diatrophus*) der substrate gebundenen Fauna. Das jahreszeitliche Auftreten aller Tiergruppen, bis hin zu den Tardigraden wird in Abb. 21 wiedergegeben. Während der Vegetations-

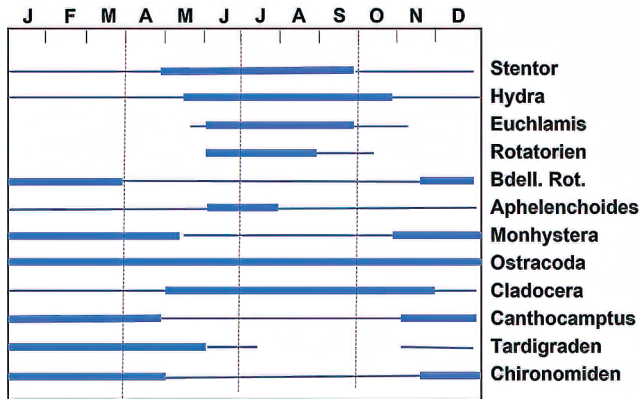


Abb. 21: Jahreszeitliche Periodizität der wichtigsten Arten und Artengruppen. Die dicken Balken bezeichnen die Perioden starker Populationsentwicklung. Original Abb. 6.1 aus Schiemer (1967) umgezeichnet. – Fig. 21: Seasonal periodicity of the most important species and species groups. The thick bars indicate the periods of strong population development. Original Fig. 6.1 from Schiemer (1967) redrawn.

periode dominierten freischwimmende Formen wie Cladoceren und Rotatorien, Bei den substratgebundenen überwogen Oligochäten und der Nematode *Aphelenchoides helophilus*. Vom Herbst bis ins späte Frühjahr herrschten *Monhystera filiformis*, Chronomidenlarven, bdelloide Rotatorien, Harpacticiden und Tradigraden vor.

Manche Gruppen, wie etwa die Mollusken, waren ungenügend bearbeitet (Brehm 1942). Zwar finden sich quantitative Angaben bei Lundbeck (1936) und Ravera (1966) aber ohne Aufgliederung der Arten. Einen Beitrag zu dieser Gruppe leistete Hadl (1972) durch die Bearbeitung der Pisidien 1967/68, bei denen sich vom Litoral bis ins Profundal drei Zonierungen mit der Tiefe unterscheiden ließen. In dieser Arbeit fand sich eine Jahrestemperaturkurve ohne Angabe des Jahres, möglicherweise 1967, welche von Dr. Berger zur Verfügung gestellt wurde.

Den taxonomischen Status quo der Fische des Seetales hielt Adamicka (1981) in einer Liste fest, wobei er sich auf eine Kartei von Prof. V. Brehm und Angaben verschiedener Personen stützte. Das Wachstum des Seesaibling, *Salvelinus alpinus* untersuchten Daim & Schneider (1995) im Unter- und Mittersee. Die geringere Größenzunahme im Mittersee führten sie, neben möglichen Unterschieden im Nahrungsangebot, vor allem auf die niedrige mittlere Temperatur von 7°C und deren geringe Amplitude im Jahresverlauf zurück.

Von den Untersuchungen nach dem Jahr 2010 sei nur eine angeführt, die die Insektenemergenz und ihre Bedeutung für den Export ungesättigter Fettsäuren an allen drei Seen betrachtet (Mathieu-Resuge et al. 2021).

Zum Schluss sei noch an ein spezielles Thema erinnert, welches zumindest in Europa weitestgehend seine Bedeutung verloren hat. Die mangelnde Abgasreinigung in Industrie und den Kraftfahrzeugen führte in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zum Problem des sauren Niederschlags mit dem sich Berger (1983) auseinandersetzte. Da er bereits 1937 zu diesem Thema Untersuchungen durchgeführt hatte, konnte er seine Ergebnisse der Jahre 1981/82 mit seinen früheren Messungen vergleichen. Alle Proben des Jahres 1937 hatten einen pH-Wert über 6, Ammonium und Phosphat waren vor allem zu Beginn des Niederschlags hoch. Nach einer längeren Regenperiode war der pH zu höherer Säurekonzentration verschoben (4,64 bis 4,88) und die Leitfähigkeit war angestiegen. Die Regen- und Schneedanalysen aus den 80er Jahren zeigten stark saure Reaktion im Schnee mit pH-Werten von 3,72 bis 4,38 und einer Zunahme von Nitrat. Der

Regen war hingegen mit pH 6,1 gar nicht sauer. In den 45 Jahren zwischen den beiden Untersuchungen hatte sich die Bandbreite des pH von 4,5 bis 6,5 nach unten bis 3,5 verbreitert. Die Niederschläge waren fallweise um eine Zehnerpotenz saurer als 45 Jahre zuvor. Dieser Vergleich zeigt einmal mehr, wie wichtig Fragestellungen und Langzeitvergleiche sein können.

Resümee

Die hier aus dem Nachlass Berger erstmals veröffentlichten Daten geben nur einen Teil der aufgefundenen Ergebnisse wieder. Ausgeklammert wurden viele als weniger wichtig eingestufte Messwerte, Angaben über Seen außerhalb von Lunz sowie alle Resultate an Fließgewässern. Zusammen mit bereits bekannten Ergebnissen und neu kombinierten beziehungsweise interpretierten Daten entstand so eine Zusammenschau über mehr als 100 Jahre Limnologie in Lunz am See. Vieles konnte nur in Auswahl oder verkürzt dargestellt werden, zeigt aber die große Breite und Vielfalt der Erhebungen an den Lunzer Seen, stellt Bergers Beiträge ins Zentrum und beweist gleichzeitig, dass auch historische Daten ihre Bedeutung haben können. Besonders in einer Zeit, in der lange Datenreihen immer wichtiger für die Interpretation langfristiger Veränderungen werden, wäre die Fortführung von Messreihen umso wichtiger, auch wenn sie derzeit nicht zum „Mainstream“ der Fachwissenschaft zählen

So wäre etwa eine Neubearbeitung der Mikroorganismen am Obersee und Mittersee mit aktuellen Methoden vermutlich aussichtsreich und könnte zu neuen Erkenntnissen der Zusammensetzung und Diversität dieser Gruppen führen. Weiters würden umfassende, erneute Erhebungen an den drei Seen mit den derzeit verfügbaren, verbesserten Techniken, im Vergleich mit den historischen Daten, Aufschlüsse über Veränderungen der Diversität und Quantität von Organismengruppen ermöglichen und so Rückschlüsse auf Auswirkungen von Umweltveränderungen erlauben.

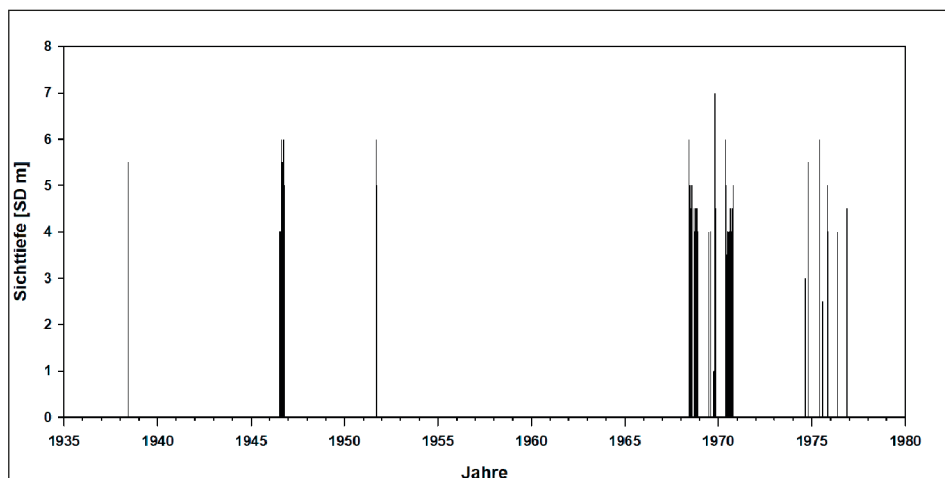
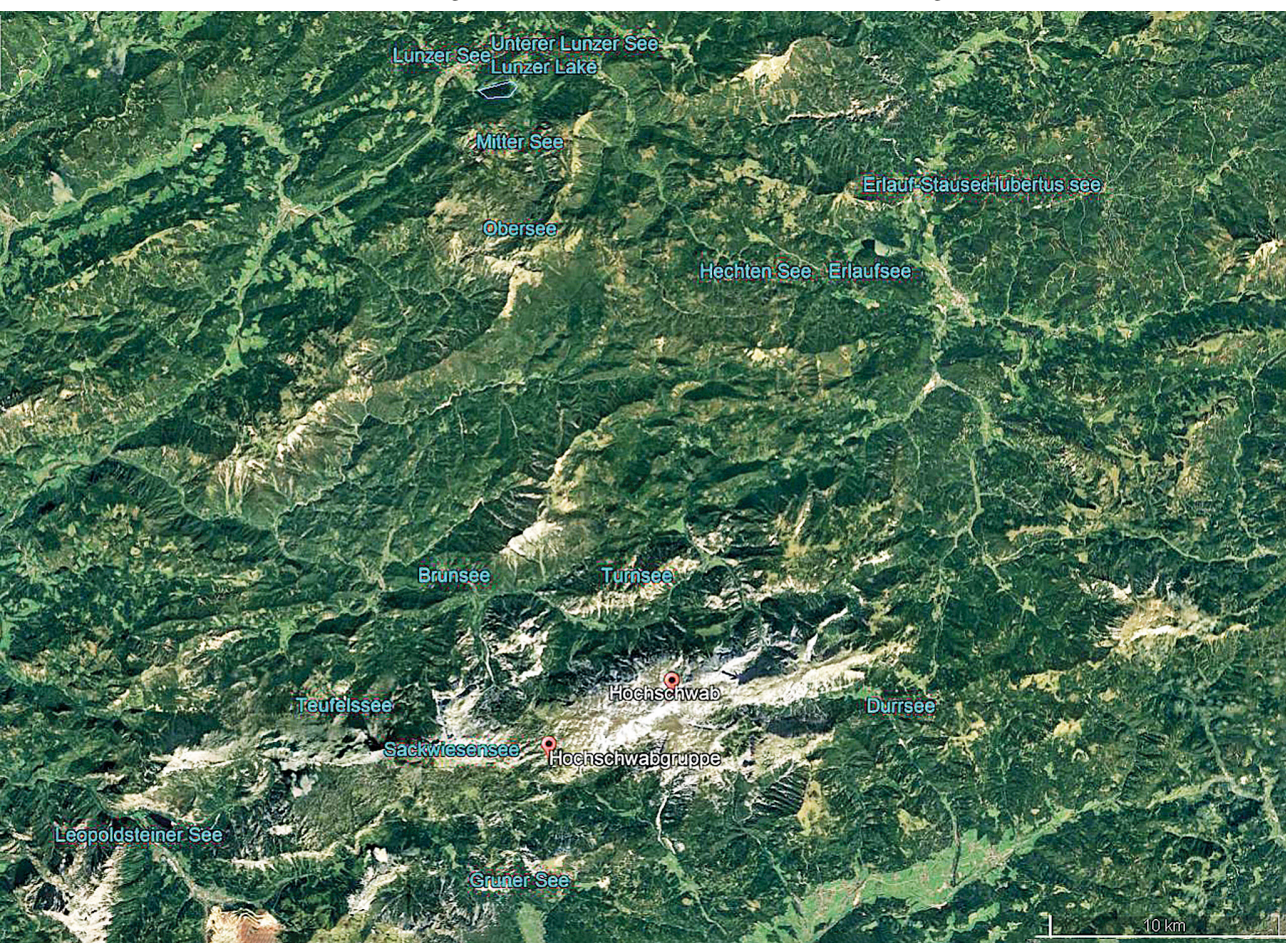


Abb. S3: Alle verfügbaren Messungen der Sichttiefe im Lunzer Obersee zusammengestellt aus den Notizen im Nachlass Berger. – Fig. S3: All available Secchi-depth readings from Lunzer Obersee assembled from the notebooks of Berger's legacy.

Abb. S4: Orthophoto der Umgebung des Hochschwabs mit Lunzer Region im Norden und den Seen des Gebietes (© Google Earth). – Fig. S4: Orthophoto of the surroundings of the Hochswab mountain with the Lunz region in the north and the lakes of the area (© Google Earth).



Literatur

- Adamicka P (1981) Die Fische des Lunzer Seetales. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 5, 139–141. https://www.zobodat.at/publikation_series.php
- Albrecht O (1924) Die Chironomidenlarven des Mittersees bei Lunz (Niederösterreich). Verhandlungen der Internationalen Vereinigung Limnologie 2, 183–209. <https://doi.org/10.1080/03680770.1924.11898306>
- Berger F (1938) Zur Methodik der Gesamtphosphor- und Phosphatbestimmung. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 37, 420–424. <https://doi.org/10.1002/iroh.19380370409>
- Berger F (1948) Über den pH und seine Bestimmung. Mikrokosmos 38, 1–6
- Berger F (1955) Die Dichte natürlicher Gewässer und die Konzentrations-Stabilität in Seen. Archiv für Hydrobiologie Supplement 22, 286–294
- Berger F (1971) Zur Morphometrie der Seebecken. Carinthia II, Sonderheft 31, 29–39
- Berger F (1983) Wie „sauer“ sind eigentlich Regen und Schnee? Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 6, 211–232
- Berger F (1987) Natürliche Sehenswürdigkeiten des Lunzer Seetales – Ein Exkursionsführer. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 10, 30–38
- Berger F, Lanzenberger E (1978) Schichtung und Umschichtung in Alpenseen, ein Beitrag zum Problem der Meromixie. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 1, 88–96
- Berger F, Lanzenberger E (1987) Beiträge der Biologischen Station Lunz zum IHP 1975–1980. Archiv Lagerstättenforschung, Geol.B._A. 8, 61–67. ISBN 3-900312-57-5
- Brehm V (1907) Über das Vorkommen des *Diaptomus tatricus* in den Ostalpen und über *D. kupelewieri*. Zoologischer Anzeiger 31, 319–328
- Brehm V (1910) Charakteristik der Fauna des Lunzer Mittersees. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 2, 741–748
- Brehm V (1930) Einführung in die Limnologie. Berlin, Springer-Verlag, Berlin 261p
- Brehm V (1942) Nochmals die Biocoenosen der Lunzer Gewässer. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 42, 289–316
- Brehm V, Ruttner F (1926) Die Biocönos der Lunzer Gewässer. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 16, 281–391. <https://doi.org/10.1002/iroh.19260160503>
- Bretschko G (1963) Zur Hydrobiologie des Grünen See bei Tragöß (Stmk.). Diss., Univ. Graz 102p
- Bretschko G (1966) Der Grüne See bei Tragöß, Steiermark. Ein Beitrag zur Karstlimnologie. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 51, 699–726. <https://doi.org/10.1002/iroh.19660510503>
- Bryce D (1926) Report on Material from the Biological Station at Lunz. Archiv für Hydrobiologie 16, 513–516
- Czurda V (1940) Zur Kenntnis der bakteriellen Sulfatreduktion I, Archiv Mikrobiologie 11, 187–204. <https://doi.org/10.1007/BF00407320>
- Daim T J, Schneider A (1995) Vergleichende Wachstumsuntersuchungen an zwei Populationen des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) am Beispiel des Lunzer Seengebietes. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 15, 89–95
- Dirmhirn I (1951) Neuere Strahlungsmessungen in den Lunzer Seen. Wetter und Leben 3, 258–260
- Eckel O (1950) Über die numerische und graphische Ermittlung der Stabilität von Gewässern nach W. Schmidt. Schweizerische Zeitschrift Hydrologie 12, 38–46. <https://doi.org/10.1007/BF02486023>
- Eckel O (1955) Statistisches zur Vereisung der Ostalpen. Wetter und Leben 7, 49–57

- Fitzinger L (1879) Bericht über die gepflogenen Erhebungen bezüglich der in den beiden Seen Nieder-Österreichs, dem Erlaph- und dem Lunzer-See vorkommenden Fischarten. Sitzungsberichte Akademie d. Wissenschaften Wien, math.-nat. Klasse 78, 596–602
- Forsthuber H, Sary D (2021) Makrophytenkarte vom Lunzer Obersee 2021. Wasser Cluster Lunz, Newsletter 21, 6
- Fuchsig H (1924) Die im Wasser wachsenden Moose des Lunzer Seengebietes. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 12, 175–208
- Götzinger G (1908a) Der Lunzer Mittersee, ein Grundwassersee in den niederösterreichischen Kalkalpen. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 1, 153–176
- Götzinger G (1908b) Der Lunzer Mittersee, ein Grundwassersee in den niederösterreichischen Kalkalpen. 2. Teil: Thermik und Vereisung. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 1, 324–350
- Götzinger G (1909) Studien über das Eis des Lunzer Unter- und Obersees. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 2, 386–396 + 4 Tafeln
- Götzinger G (1912) Geomorphologie der Lunzer Seen und ihres Gebietes. (Die Lunzer Seen, I. Teil; Physik.) Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, Supplement. 1 u. 2, (1912) ohne SZ
- Götzinger G (1914) Bericht über die physikalisch-geographischen Untersuchungen an den Lunzer Seen. Vortrag, gehalten vor der 85. Versammlung deutscher Naturforscher und Ärzte zu Wien, 23. September 1913. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 6, 538–547
- Götzinger G (1917) Die Eisverhältnisse der Lunzer Seen. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, Supplement 5, 1–159
- Gruber V (2012) Die Familie Kupelwieser und Lunz am See. Wien, Dipl. Univ. Wien 116p
- Hadl G (1972) Zur Ökologie und Biologie der Pisidien (Bivalvia: Sphaeriidae) im Lunzer Untersee. Sitzungsberichte Akademie der Wissenschaften Wien, math.-nat. Klasse 180, 317–338
- Hansgirg A (1905) Grundzüge der Algenflora von Niederösterreich. Botanisches Centralblatt 18, 417–522
- Hustedt F (1922) Die Bacillariaceen-Vegetation des Lunzer Seengebietes (Nieder-Österreich). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 10, 39–112 (<https://doi.org/10.1002/iroh.19220100106>)
- Kainz MJ, Ptacnik R, Rasconi S, Hager HH (2017) Irregular changes in lake surface water temperature and ice cover in subalpine Lake Lunz, Austria. Inland Waters 7, 27–33 <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1294332>
- Kann E (1978) Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. Archiv für Hydrobiologie, Supplement 53 (Monographische Beiträge) 4, 405–643
- Keissler C (1900) Das Plankton des (unteren) Lunzer Sees in Niederösterreich. Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien 50, 541–552
- Klausener C (1908) Die Blutseen der Hochalpen. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 1, 359–424
- Klein G, Steiner M (1929) Bakteriologisch-chemische Untersuchungen am Lunzer Untersee I. Die bakteriellen Grundlagen des Stickstoff- und Schwefelumsatzes im See. Österreichische Botanische Zeitschrift 78, 289–324. <https://www.jstor.org/stable/43335707>
- Kosswig K (1964) Der Sackwiesensee im Hochschwabgebiet: (zur Limnologie eines dystrophen Gipsgewässers), Graz, Univ, Diss, 99 S. + III Graphiken. <http://data.onb.ac.at/rec/AC01066060>
- Kosswig K (1967) Der Sackwiesensee in den Ostalpen (Hochschwabgebiet). Zur Limnologie eines dystrophen Gipsgewässers. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 52, 321–359 <https://doi.org/10.1002/iroh.19670520303>
- Kubasta J (1973) Die Planktonrotatorien des Lunzer Untersees in den Jahren 1969–1971: Taxonomie, Abundanz und Vertikalverteilung. Diss. Univ. Wien 163p

- Kusel-Fetzmann E (1978) Moore in Niederösterreich. Wissenschaftliche Schriftenreihe Niederösterreich 37, NÖ Pressehaus, St. Pölten 37p (ISBN 3 85326 525 1)
- Lenzenweger R (1993) Beitrag zur Kenntnis der Desmidiaceenflora des Lunzer Obersees. Linzer biologische Beiträge 25, 283–320
- Löffler H (1984) Professor Dr. Franz Berger – 80 Jahre. Archiv für Hydrobiologie 101, 3–7
- Lundbeck J (1936) Untersuchungen über die Mengenverteilung der Bodentiere in den Lunzer Seen. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 33, 50–72
- Malicky G (1979) Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahr 1978. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 2, 95–97
- Malicky G (1980) Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahr 1979. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 3, 137–139
- Malicky G (1981) Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahr 1980. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 4, 159–162
- Malicky G (1982) Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahr 1981. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 5, 125–127
- Malicky G (1984) Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahre 1983. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 7, 171–173
- Malicky G (1985) Das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Jahr 1984. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 8, 86–88
- Malicky G (1987) Die limnologische Entwicklung des Lunzer Untersees in den Jahren 1978–1985. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 10, 158–174
- Manlik M (1988) Qualitative und quantitative Untersuchungen über das Phytoplankton des Lunzer Obersees. Diss. Univ. Wien 219p
- Mathieu-Resuge M, Martin-Creuzburg M, Twining CW, Parmar TP, Hager HH, Kainz MJ (2021) Taxonomic composition and lake bathymetry influence fatty acid export via emergent insects. Freshwater Biology 66, 2199–2209. <https://doi.org/10.1111/fwb.13819>
- Metz H (1966) Limnologische Untersuchungen am Leopoldsteinersee. Diss. Univ. Graz 132p
- Micoletzky H (1913) Freilebende Süßwasser-Nematoden der Ostalpen. 1. Teil der vorläufigen. Mitteilung: Die freilebenden Süßwassernematoden des Lunzer Seengebietes. Akademie der Wissenschaften Wien, math.-nat. Klasse 122, 111–122
- Micoletzky H (1914a) Die freilebenden Süßwassernematoden der Ostalpen. 2. Teil der vorläufigen Mitteilung. Zoologische Jahrbücher. Abt. für Systematik, Geographie und Biologie der Tiere 36, 331–546
- Micoletzky H (1914b) Freilebende Süßwasser-Nematoden der Ost-Alpen mit besonderer Berücksichtigung des Lunzer Seengebietes. Zoologisches Jahrbuch, Abt. Systematik 36, 31–546
- Mikschi E (1989) Rotifer distribution in relation to temperature and oxygen content. Hydrobiologia 186, 209–214 (<https://doi.org/10.1007/BF00048914>)
- Mikschi E (1990) Taxonomie und Ökologie des Zooplanktons des Lunzer Obersees. Diss. Univ. Wien 148p
- Müller H (1934) Über das Auftreten von Nitrit in einigen Seen der österreichischen Alpen. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 30, 428–437
- Müller H (1937) Über die Auswirkungen des Schneedruckes auf die Schwinggras- und die biochemische Schichtung des Lunzer Obersees. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 35, 654–678
- Müller H (1938) Beiträge zur Frage der biochemischen Schichtung im Lunzer Ober- und Untersee. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 36, 433–500

- Müllner J (1924) Zur Vereisung der Seen der Ostalpen. *Geografiska Annaler* 6, 131–179. <https://doi.org/10.2307/519617>
- Mulley G (1914) 2. Analysen des Schlammes der Lunzer Seen. In Mulley G, Wittmann J, Ruttner F (1914) Die Lunzer Seen. Bericht über die Ergebnisse der naturwissenschaftlichen Aufnahmen im Arbeitsgebiet der Biologischen Station Lunz, I. Teil: Physik, C. Chemie des Wassers und des Schlammes, *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, Hydrographisches Supplement 6(S1), 12–16
- Mulley G, Wittmann J (1914) 1. Analysen des Wassers der Lunzer Seen. In Mulley G, Wittmann J, Ruttner F (1914) Die Lunzer Seen. Bericht über die Ergebnisse der naturwissenschaftlichen Aufnahmen im Arbeitsgebiet der Biologischen Station Lunz, I. Teil: Physik, C. Chemie des Wassers und des Schlammes, *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, Hydrographisches Supplement 6(S1), 1–11
- Nägler K (1911) Studien über Protozoen aus einem Almtümpel. I. *Amoeba hartmanni* n. sp. *Archiv für Protistenkunde* 22, 56–70
- Pascher A, Jahoda R (1928) Neue Polyblepharidinen und Chlamydomonadinen aus den Almtümpeln bei Lunz. *Archiv für Protistenkunde* 61, 239–281
- Pivoda B (1975) Qualitative und quantitative Untersuchungen über das Phytoplankton des Lunzer Untersees im Vergleich zu früheren Untersuchungen. Diss. Univ.Wien 116p + 145 Abb
- Pötsch I S (1856) Beitrag zur Mooskunde Niederösterreichs. *Verhandlungen Zoo.-Bot. Gesellschaft Wien* 6, 355–362
- Pötsch S I (1857) Beitrag zur Lebermooskunde Niederösterreichs. *Verhandlungen Zoo.-Bot. Gesellschaft Wien* 7, 101–104
- Rauch A, Schagerl M (2003) Ein Beitrag zur Algenflora des Schwingrasens am Lunzer Obersee (Österreich). *Verhandlungen Zoologisch-Botanische Gesellschaft Wien* 140, 67–92
- Rauch A, Fesl C, Schagerl M (2006) Influence of environmental variables on algal associations from a floating vegetation mat (Schwingmoor Lake Lunzer Obersee, Austria). *Aquatic Botany* 84, 129–136. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.08.004>
- Ravera O (1966) Stability and pattern of distribution of the benthos in different habitats of an alpine oligotrophic lake: Lunzer Untersee. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 16(1), 233–244. <https://doi.org/10.1080/03680770.1965.11895689>
- Redinger K (1931) *Siderocapsa coronata* Redinger eine neue Eisenbakterie aus dem Lunzer Obersee. *Archiv für Hydrobiologie* 22, 410–414
- Redinger K (1934) Studien zur Ökologie der Moorschlenken. Beihefte Botanisches. Centralblatt. 52, Abt B, 231–309
- Ruttner F (1909) Tägliche Tiefenwanderungen von Planktontieren unter dem Eise. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 2, 397–423
- Ruttner F (1914 a) 3. Das elektrolytische Leitvermögen des Wassers der Lunzer Seen. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 6(S1), 17–39. <https://doi.org/10.1002/iroh.19150060702>
- Ruttner F (1914 b) Bericht über die Planktonuntersuchungen in den Lunzer Seen. Vortrag, gehalten vor der 85. Versammlung deutscher Naturforscher und Ärzte in Wien *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*. 6, 518–527. <https://doi.org/10.1002/iroh.19140060603>
- Ruttner F (1930) Das Plankton des Lunzer Untersees; seine Verteilung in Raum und Zeit der Jahre 1908–1913. *Internationale Revue d. gesamten Hydrobiologie* 23, 1–287. <https://doi.org/10.1002/iroh.19300230303>
- Ruttner F (1937) Limnologische Studien an einigen Seen der Ostalpen. *Archiv für Hydrobiologie* 32, 167–319
- Ruttner F (1942) Eisenlösung und Eisenfällung in Binnengewässern. *Archiv. für Lagerstättenforschung* 75, 16–28

- Ruttner F (1954) „Invasionen“ und vorübergehende Änderungen des Planktonbestandes in dem Lunzer See. *Wetter und Leben* 6, 10–12
- Ruttner F (1955 a) Über die Entstehung meromiktischer Zustände in einem kaum drei Meter tiefen Quellsee. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia Supplement* 8, 265–280.
- Ruttner F (1955 b) Der Lunzer Mittersee, ein Quellsee mit zeitweise meromiktischer Schichtung. *Archiv für Hydrobiologie* 22, 480–487
- Ruttner F, Sauberer F (1938) Durchsichtigkeit des Wassers und Planktonschichtung. Einige Beobachtungen in den Lunzer Seen. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 37, 405–419. <https://doi.org/10.1002/iroh.19380370408>
- Ruttner-Kolisko A (1975) The vertical distribution of planktonic rotifers in a small alpine lake with a sharp oxygen depletion (Lunzer Obersee). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung Limnologie* 19, 1286–1294. <https://doi.org/10.1080/03680770.1974.11896182>
- Ruttner-Kolisko A (1977) Population dynamics of rotifers as related to climatic conditions in Lunzer Obersee and Untersee. *Archiv für Hydrobiologie, Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 8, 71–76
- Ruttner-Kolisko A (1978) Durchflutung und Produktion im Lunzer Untersee. *Jahresbericht der Biologischen Station Lunz* 1, 98–115
- Ruttner-Kolisko A (1981) Abundanz und Sukzession der dominanten Rotatorien-Arten im Pelagial des Lunzer Untersees. *Jahresbericht der Biologischen Station Lunz* 4, 189–194
- Ruttner-Kolisko A (1985) Distribution of Rotifers in a transect across the Lunz Untersee. *Jahresbericht der Biologischen Station Lunz* 8, 99–103
- Ruttner-Kolisko A, Malicky G (1988) Succession and abundance of Rotifers in Lunzer Untersee as determined by biological interactions and abiotic events. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung Limnologie* 23, 510–515
- Ruzicka K, Schagerl M (2004) Hydrochemie und Phytoplanktongemeinschaften des Lunzer Obersees (Niederösterreich). *Linzer biologische Beiträge* 36, 1317–1337
- Sampl H (1964) *Limnologische Untersuchungen am Erlaufsee*. Diss. Univ. Graz 160p
- Sampl H (1971) Die planktischen Rotatorien des Erlaufsees. *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Steiermark* 100, 407–412
- Sampl H (1976 a) Vergleichende limnologische Untersuchungen an zwei benachbarten Ostalpenseen, dem Erlaufsee und dem Lunzer Untersee. *Archiv für Hydrobiologie* 63, 533–556
- Sampl H (1976b) Beitrag zur Kenntnis der benthalen und Ichtyofauna des Erlaufsees. *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Steiermark* 97, 52–66
- Sauberer F (1939) Beiträge zur Kenntnis des Lichtklimas einiger Alpenseen. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 39, 20–55. <https://doi.org/10.1002/iroh.19390390103>
- Sauberer F, Eckel O (1938) Zur Methodik der Strahlungsmessungen unter Wasser. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 37(4), 257–289. <https://doi.org/10.1002/iroh.19380370401>
- Schiemer F (1967) Ein Beitrag zur Ökologie des submersen Phytals eines oligotrophen Sees unter besonderer Berücksichtigung der Nematoden und Chironomiden. Diss. Univ. Wien 197p
- Schiemer F (1968) Die Generationsentwicklung einiger Chironomiden im Litoral des Lunzer Untersees. *Annales Zoologica Fennica* 5, 126
- Schiemer F (1984) *Theristus franzenbergeri* n. sp., a groundwater nematode of marine origin from the Danube, *Archiv für Hydrobiologie* 101, 259–263
- Schiemer F (2014) Eine kurze Geschichte der Limnologie in Österreich. *Denisia* 33, 33–59
- Schlott-Idl K (1984) Die räumliche und zeitliche Verteilung der pelagischen Ciliaten im Lunzer Untersee 1981/82. *Archiv für Hydrobiologie* 101, 279–287

- Steemann-Nielsen E (1959) Untersuchungen über die Primärproduktion des Planktons in einigen Alpenseen Österreichs. *Oikos* 10, 24–37. <https://doi.org/10.2307/3564904>
- Thienemann A (1951) Lunzer Chironomiden. Ergebnisse von Untersuchungen der stehenden Gewässer des Lunzer Seengebietes (Niederösterreich). *Archiv für Hydrobiologie* 18, 1–202
- Woltereck R (1906) Mitteilungen aus der Biologischen Station Lunz. *Biologisches Centralblatt* 26, 463–480
- Zibuschka F (1981) Benthische Bakterien. Jahresbericht der Biologischen Station Lunz 4, 105–108
- Zih A, Ruttner F (1932) Beiträge zur Bakteriologie der Lunzer Seen. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 26, 431–443. <https://doi.org/10.1002/iroh.19320260506>

Eingelangt: 2022 04 01

Anschrift:

Martin Dokulil, E-Mail: martin.dokulil@univie.ac.at, ORCID 0000-0002-6369-1457
Eisenaustraße 20, 5310 Mondsee. Senior Sci., i.R., Research Department for Limnology,
Mondsee, Univ. Innsbruck.

8. ABOL Tagung

30.11.2021, Online

COI-Barcoding evidences mislabelling and the use of endangered species in German shark products

Kilian Niedermeier, Matthias Affenzeller, Andreas Tribsch

Recent estimations categorize about 37 % of all cartilaginous fish species (sharks, rays and chimaeras) as endangered. Especially sharks show severe population declines and many species are protected by CITES and other international conventions. Shark meat and other body parts are sold as various products internationally, often via complex trade routes. As most shark products (like cartilage pills, liver oil or smoked meat) are heavily processed, correct species identification can only be achieved via DNA based methods. It has been shown that a large proportion of shark products ends up mislabelled at the consumer in Europe. Moreover, fraudulent and economically motivated substitution with cheaper meat is a strong driver for illegal and non-transparent shark trade. Interestingly, the German market is one of the most significant key drivers of the legal trade with *Squalus acanthias*, the spiny dogfish, which is appreciated in gastronomy as ‘Schillerlocken’ although the species is listed as vulnerable by the IUCN. Additionally, cartilage pills are a popular ‘health’ product in ‘alternative medicine’. We wanted to find out whether mislabelled and substituted shark products exist in the German market. Hence seven ‘Schillerlocken’ and 17 products of ‘shark cartilage pills’ were analyzed by DNA-Barcoding. We used various primer cocktails to amplify and sequence between 127 bp (‘minibarcodes’) and 650 bp of the mitochondrial Cytochrome C Oxidase subunit I. We identified 45.8 % *Squalus acanthias* (including all ‘Schillerlocken’) and 8.3 % critically endangered shark species (*Galeorhinus galeus*), as well as 4.2 % *Prionace glauca*. In addition, we report 70.6 % of the cartilage pills as mislabelled or substituted. The analysis revealed the use of an undeclared teleost species (*Merluccius merluccius*, European hake), as well as *Gallus gallus* (chicken) and *Solanum* sp. (potato). Our results support earlier demands for better transparency and stronger regulation of the shark product market and hold implications for conservation as well as for consumer’s health.

Niedermeier K, Affenzeller M, Tribsch A (2023) COI-Barcoding belegt Fehl-kennzeichnung und Verarbeitung gefährdeter Arten in deutschen Haiprodukten. Jüngsten Schätzungen zufolge gelten etwa 37 % aller Knorpelfische als gefährdet. Besonders Haie weisen starke Populationsabfälle auf und einige Arten werden bereits von CITES oder anderen internationalen Konventionen geschützt. Haifleisch und andere Körperteile werden global als unterschiedliche Produkte gehandelt, oftmals über komplexe Handelsnetze. Da ein Großteil aller Haiprodukte (wie Knorpelpillen, Leberöl oder Räucherfisch) stark verarbeitet ist, kann eine korrekte Artbestimmung meist nur mittels DNA basierten Methoden erzielt werden. Nachweislich landet ein großer Anteil von Haiprodukten fehlgekennzeichnet beim Konsumenten in Europa. Zusätzlich ist die betrügerisch und ökonomisch motivierte Substitution mit billigerem Fleisch ein starker Treiber für den illegalen und intransparenten Haihandel. Interessanterweise stellt der deutsche Markt einen der stärksten Treiber des Handels mit *Squalus acanthias*, dem Gemeinen Dornhai, dar, weil dieser in der Gastronomie als „Schillerlocken“ wertgeschätzt wird, obwohl die Art von der IUCN als gefährdet gelistet wird. Außerdem sind Haiknorpelpillen ein beliebtes Gesundheitsprodukt und Nahrungsergänzungsmittel in der „alternativen Medizin“. Wir wollten herausfinden, ob fehlgekennzeichnete und substituierte Haiprodukte im deutschen Markt existieren. Daher wurden 7 „Schillerlocken“ und 17 „Haiknorpelpillen“ mittels DNA-Barcoding untersucht. Wir verwendeten verschiedene Primer-Cocktails, um 127 bp („Mini-Barcodes“) und 650 bp der mitochondrialen Cytochrom C Oxidase Untereinheit I zu amplifizieren und zu sequenzieren. Aus der Stichprobe konnten 45,8 % *Squalus acanthias* (einschließlich aller „Schillerlocken“) und 8,3 % einer vom Aussterben bedrohten Haiart (*Galeorhinus galeus*) sowie 4,2 % *Prionace glauca* identifiziert werden. Außerdem melden wir 70,6 % der Knorpelprodukte als fehlgekennzeichnet oder substituiert, da in der Analyse Tref-fer mit einem undecklierten Teleosten (*Merluccius merluccius*, dem Europäischen See-

hecht), wie auch mit *Gallus gallus* (Huhn) und *Solanum* sp. (Kartoffel) erzielt wurden. Unsere Ergebnisse unterstützen frühere Forderungen nach besserer Transparenz und stärkerer Regulierung im Handel mit Haiprodukten und könnten Auswirkungen auf Naturschutz und Verbrauchergesundheit beinhalten.

Keywords: species identification, seafood mislabelling, shark trade, DNA-barcoding, food fraud.

Introduction

While sharks have already been a culinary part of various cultures for hundreds if not thousands of years (Charpentier et al. 2020), mass trade of shark products only started in the previous century. Though the shark trade is only a minor business in the global seafood industry, landings as well as demand increased exponentially. Since many shark species show a generally high sensitivity to overfishing and exploitation given their low fecundity, slow generation rates and late maturation, all over the world populations have started declining (Barker & Schluessel 2005). Official catch statistics combined with estimations of unreported fisheries reckon that annually between 63 and 273 million sharks are being harvested (Worm et al. 2013). Assuming that data-deficient species are endangered in an equal proportion as assessed species, about 37 % of Chondrichthyes (sharks, rays and chimaeras) could be threatened with extinction by now (Dulvy et al. 2021).

Western societies mostly blame Asian markets for the exploitation of sharks. Yet, the trade with shark derived products is a global network consisting of complex phases of processing, importing and re-exporting, which often makes their routes hard to track (Dent & Clarke 2015). An additional factor, which complicates the tracing of catch rates and trade routes and therefore conservation and monitoring efforts, is the mislabelling and substitution of products with other, visually indistinguishable species. Reasons for this type of fraud in the seafood industry are mostly suggested as either economically motivated or to circumvent consumers apprehensions to buy threatened species. Previous studies have identified the practice of mislabelling in most big shark trading hubs and in application for a variety of different products (Bornatowski et al. 2013).

Within Europe shark-mislabelling largely appears in coastal states like e.g. Spain, Italy, Greece or the UK (Pardo & Jiménez 2020; Barbuto et al. 2010; Pazartzi et al. 2019; Hobbs et al. 2019). Even though mislabelling has been confirmed in the German seafood industry, as well as inadequate enforcement of CITES regulations in traded shark fins, the German market still lacks studies concerning themselves with mislabelling of shark products in particular (Pardo et al. 2018, Villate-Moreno et al. 2021). Furthermore, German consumers' demand has been reported to be one of the most significant drivers for the fisheries of the Spiny dogfish, *Squalus acanthias*, which is a vulnerable shark species. Its smoked belly flaps are mostly sold under the misleading umbrella term 'Schillerlocken' (Fordham 2006).

It can be hypothesized that mislabelling and substitution also exist in the German shark market. Using DNA-Barcoding, we analyzed the two most accessible shark products available: 1) the so-called 'Schillerlocken' as well as 2) 'Shark cartilage pills', which are used as food supplement or health product. Moreover, to obtain a clearer picture of the markets species composition we wanted to find out whether threatened shark species are available.

Materials and Methods

Sample collection

Samples were bought either from German or Austrian Fish Vendors and Pharmacies or ordered online from inside Germany or Austria. A total of 24 samples was collected, of which seven were 'Schillerlocken', 13 shark cartilage pills, one shark cartilage tablets, one shark cartilage globules and two were only labelled as 'cartilage pills'. All samples are listed in Table 1. While all cartilage products were stored at room temperature, meat was stored in a freezer at -20°C. Samples (gelatine capsules and frozen meat) were only opened for extraction. The meat was sampled from the 'Schillerlocken' using a scalpel, anatomical scissors and dissection needles. To maximize DNA yield as many different layers as possible were dissected out of the smoked meat filling the tip of a 1.5 mL Eppendorf® tube. Cartilage powder was retrieved by screwing open the respective gelatine capsules and again filling the tip of a 1.5 mL Eppendorf® tube with a spatula. Globules and tablets were inserted into 1.5 mL Eppendorf® tubes and ground up using a spatula.

DNA extraction

DNA extractions were executed for all sampled product categories by following the manufacturers' instructions of the QIAGEN DNeasy® Blood & Tissue Kit. Concentrations of the respective extracts were then measured with a NanoDrop® 2000c spectrophotometer and noted in [ng/μL], followed by a check of DNA quality and degradation with gel electrophoresis on 1 % agarose gel (See Table 1). All gels were cast in 1 % TAE and 3 or 5 μL Midori Green stain. Gel electrophoresis ran in a PowerPac™ Basic Power Supply by BIO-RAD Laboratories at 100 V for 15 minutes and results were visualized with a BIO-RAD Laboratories Universal Hood II UV-Transilluminator and the analysis software Quantity One. To eliminate contamination as much as possible negative controls were included in every performed step and each sample was individually extracted, amplified and sequenced at least twice. Pipette tips were purchased from LabConsulting (Vienne, Austria) or VWR (Vienna, Austria).

Polymerase chain reactions (PCRs)

Every PCR was conducted with undiluted DNA extract, since in a test run no difference between diluted and undiluted extracts was observed. Primers were obtained from Eurofins Genomics Europe Shared Services GmbH and diluted to 10 μM.

Polymerase chain reactions (PCRs) were carried out in 30 μl containing 100-1000 ng of genomic DNA, 0.2 mM of each dNTP (Promega, Germany), 10 pmol of each primer, 1x Green GoTaq™ Reaction Buffer (Promega, Germany), and 1.5 units of GoTaq™ (Promega, Germany) DNA polymerases. All steps were executed on ice. PCRs were conducted in a GeneAmp® PCR-System 9700 Thermocycler.

Conditions for samples amplified using the primers 'FishF2' and 'FishR2' started with a denaturation at 95°C for 2 minutes, followed by 35 cycles of denaturation at 94°C for 30 seconds, annealing at 53°C for 30 seconds and elongation at 72°C for 1 minute, with an extension of 10 minutes at 72°C (Pazartzi et al. 2019).

For samples amplified with shark mini-barcodes 3 different protocols were used. The primer mix using 'VF2_t1 + FishF2_t1' and 'Shark COI-MINIR' initiated with 15 minutes at

Tab. 1: List of all samples analyzed in this study (N=24). The origin column indicates the locations of purchase with product types in brackets, as well as strong DNA degradation of the product after extraction if marked with an asterisk. Additionally, fishing zones, declared content, utilized primer combinations and results are included. – Tab. 1: Liste aller in dieser Studie analysierten Proben (N=24). In der Herkunftsspalte sind die Einkaufsorte mit den Produkttypen in Klammern angegeben. Ein Sternchen weist auf starke DNA-Degradation des Produkts nach der Extraktion hin. Außerdem sind die Fanggebiete, der ausgewiesene Inhalt, die verwendeten Primerkombinationen und die Ergebnisse angegeben.

Origin (Product type)	Fishing zone	Declared content	Primer combination	BLAST Result	Red list status	Mislabeled
Freilassing, D (Schillerlocken)	FAO 20 North- West Atlantic	<i>Squalus acanthias</i>	A	<i>S. acanthias</i> (99.41 %)	VU	n
Ostfriesland, D (Schillerlocken)	FAO 27 North-East Atlantic	<i>S. acanthias</i>	A	<i>S. acanthias</i> (99.56 %)	VU	n
Hamburg, D (Schillerlocken)	FAO 20 North- West Atlantic	<i>S. acanthias</i>	A	<i>S. acanthias</i> (99.41 %)	VU	n
Wilhelmshaven, D (Schillerlocken)	FAO 21 North- West Atlantic	<i>S. acanthias</i>	A	<i>S. acanthias</i> (99.41 %)	VU	n
Bremerhaven, D (Schillerlocken)	FAO 21 North- West Atlantic	<i>S. acanthias</i>	A	<i>S. acanthias</i> (99.56 %)	VU	n
Osnabrück, D (Schillerlocken)	FAO 21 North- West Atlantic	<i>S. acanthias</i>	A	<i>S. acanthias</i> (99.11 %)	VU	n
Vienna, AUT (Schillerlocken)	FAO 21 North- West Atlantic	<i>S. acanthias</i>	A	<i>S. acanthias</i> (99.08 %)	VU	n
Eisenstadt, AUT (cartilage globules)	NA	shark cartilage	NA	NA	NA	y
Kusterdingen, D (cartilage capsules)*	NA	glucosamine, chondroitin sulfate, net- tle, turmeric, pepper, ginger	D, B	<i>Gallus gallus</i> (100 %), <i>Solanum</i> sp. (100 %)	LC	y
Ludwigshafen, D (capsules)*	NA	shark cartilage	C	<i>S. acanthias</i> (99.38 %)	VU	n
Ludwigshafen, D (capsules)*	NA	shark cartilage powder	D	<i>Merluccius merluccius</i> (99.53 %)	LC	y

Origin (Product type)	Fishing zone	Declared content	Primer combination	BLAST Result	Red list status	Mislabelled
Hagen, D (capsules)*	NA	shark cartilage powder	C	<i>M. merluccius</i> (99,06 %)	LC	y
Ludwigshafen, D (capsules)*	NA	Shark cartilage extract	D	<i>S. acanthias</i> (85,5 %)	VU	n
Blankenburg, D (capsules)*	NA	Shark cartilage powder	D	<i>G. gallus</i> (100 %)	LC	y
Blankenburg, D (capsules)*	NA	Shark cartilage extract	D	<i>G. gallus</i> (100 %)	LC	y
Köln, D (capsules)*	NA	Shark cartilage	D	<i>Galeorhinus galeus</i> (99,27 %)	CR	n
Rheda-Wiedenbrück, D (capsules)*	NA	Shark	D	<i>G. gallus</i> (99,15 %)	LC	y
Rheda-Wiedenbrück, D (capsules)*	NA	Shark	D	<i>G. gallus</i> (100 %)	LC	y
Online (capsules)*	POR	Shark cartilage	D	<i>G. galeus</i> (100 %)	CR	n
Online (capsules)*	NA	Shark cartilage	D	<i>Prionace glauca</i> (99,07 %)	NT	n
Online (capsules)*	E	Shark cartilage	D	<i>G. gallus</i> (99,38 %)	LC	y
Online (capsules)*	E	Shark cartilage	D	<i>G. gallus</i> (99,19 %)	LC	y
Online (cartilage tabs)*	E	Chondroitin	D	<i>S. acanthias</i> (96,91 %)	VU	y
Online (capsules)*	NA	<i>Carcharodon carcharias</i> , <i>Carcharhinus limbatus</i> , <i>Isurus oxyrinchus</i> , <i>P. glauca</i> , <i>Alopias</i> sp.	D	<i>S. acanthias</i> (100 %)	VU	y

95°C, followed by 35 cycles of denaturation at 94°C for 1 minute, annealing at 52°C for 1 minute and elongation at 72°C for 2 minutes, with an extension of 5 minutes at 72°C (Hellberg et al. 2019). The identical protocol was used for mixtures containing 'VF2_t1 + FishF2_t1' along with 'Shark_Mini_V1_R' or 'Shark_Mini_V2_R', only changing the annealing temperatures to 46°C or 54°C respectively (Zahn et al. 2020).

As Hellberg et al. (2019) also discovered sequences of *Oryza rufipogon* (Wild rice) in their analysis, we additionally executed PCRs using the plant primers c and d targeting the *trnL* (UAA) intron after Taberlet et al. (2007). PCR success was confirmed on 2 % TAE cast with 5 µL Midori Green stain, running at 90 mV for 30 minutes.

Tab. 2: Utilized Primers and primer combinations used as capital letters [A-E]: FishF2 + FishR2 [A], trn L (UAA) intron c + trn L (UAA) intron d [B] or VF2_t1 + FishF2_t1 as forward primers mixed with either Shark COI-MINIR [C], Shark_mini_V1_R [D] or Shark_Mini_V2_R [E] as reverse primers. – Tab. 2: Verwendete Primer und Primer-Kombinationen in Großbuchstaben [A-E]: FishF2 + FishR2 [A], trn L (UAA) intron c + trn L (UAA) intron d [B] oder VF2_t1 + FishF2_t1 als Vorwärtsprimer gemischt mit entweder Shark COI-MINIR [C], Shark_mini_V1_R [D] oder Shark_Mini_V2_R [E] als Rückwärtsprimer.

Primer [combinations]	Direction	Primer sequence	Amplicon Length	Literature source
FishF2 [A]	forward	5'TCGACTAATCATAAAGA TATCGGCAC3'	670 bp	Pazartzi et al. 2019
FishR2 [A]	reverse	5'ACTTCAGGGTGACCGAAGAAT CAGAA3'	670 bp	Pazartzi et al. 2019
VF2_t1 [C, D, E]	forward	5'TGTAAAACGACGGCCAGTCAAC CAACCACAAAGACATTGGCAC3'	127 bp	Hellberg et al. 2019
FishF2_t1 [C, D, E]	forward	5'TGTAAAACGACGGCCAGTCGAC TAATCATAAAGATATCGGCAC3'	127 bp	Hellberg et al. 2019
Shark COI-MINIR [C]	reverse	5'AAGATTACAAAAGCGTGGGC3'	127 bp	Hellberg et al. 2019
Shark_Mini_V1_R [D]	reverse	5'AAGATTATTACAAA AGCRTGRGC3'	127 bp	Zahn et al. 2020
Shark_Mini_V2_R [E]	reverse	5'AAGATTATTA- CRAADGCRTGRGC3'	127 bp	Zahn et al. 2020
trn L (UAA) intron c [B]	forward	5'CGAAATCGGTAGACGCTACG3'	456 bp	Taberlet et al. 2007
trn L (UAA) intron d [B]	reverse	5'GGGGATAGAGGGACTTGAAC3'	456 bp	Taberlet et al. 2007

Sequencing and Analysis

Successful PCR products were sent for Sanger-sequencing to Eurofins Genomics Europe Shared Services GmbH and resulting DNA sequences assembled and edited with the program Geneious version 8.1.9. (Biomatters Ltd.). All sequences were matched using the NCBI Nucleotide Basic Local Alignment Search Tool and identity hits of 98 % or higher were taken into account as genus or species identifications. Assembled forward and reverse sequences were mapped to the highest matching reference sequence of the NCBI Genbank in order to compare the similarity and confirm the identity of each sequence obtained in our study.

Results

Extractions were successful for 23 samples (seven meat and 16 cartilage products). Only one product (the cartilage globules) failed to yield any DNA. Still, all extracted DNA was affected by DNA degradation. Samples from meat were moderately degraded while DNA obtained from cartilage pills showed highly degraded DNA (See Table 1). PCRs were successful with all 23 samples and at least one PCR product in the desired bp length (between 107 and 685 bp for both cartilage and meat) was generated with at least one primer set for all of these.

Meat was primarily successfully analyzed using the 'FishF2'/'FishR2'. This particular primer mix, however, failed with cartilage products showing highly degraded DNA. Instead, the shark mini-barcodes were successfully applied for those. The 'Mini_V2' set did not work for any samples, while 'Shark COI-MINIR' was successful for most of the extracts. The 'Mini_V1' primer set, on the other hand, proved the most efficient primer mix to amplify cartilage products and supplied PCR products for all samples that otherwise posed challenges.

DNA sequences generated from meat DNA showed sequence lengths of around 685 bp with high HQ values and few ambiguities, which facilitated identification as all seven matched with only *Squalus acanthias* at an identity of at least 99 % after BLAST search. These results corresponded with the shark species indicated on each of the Schillerlocken. Thus, every sampled shark meat fillet was correctly labelled and hence always compliant with EU legislation. Consequently, the mislabelling rate in the investigated 'Schillerlocken' was 0 %.

Shark cartilage PCR products were sometimes of insufficient quality and ranged in length between 107 and 680 bp, as mini-barcodes target a shorter region in COI. Still, the com-

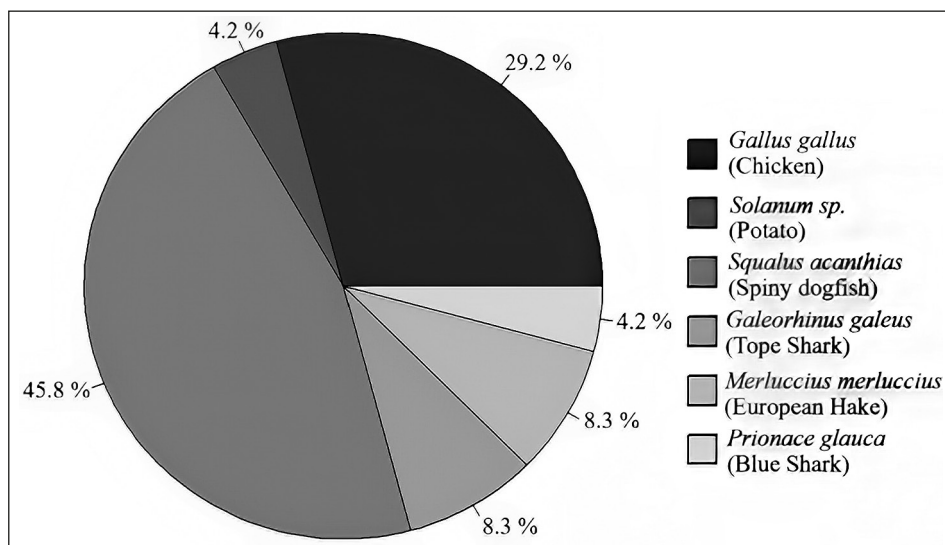


Fig. 1: All detected species present in the samples sequenced (N=23). – Abb. 1: Alle nachgewiesenen Arten in den sequenzierten Proben (N=23).

bination of different primer sets allowed for the identification of sequences from all examined cartilage samples, except the globules. Four cartilage products (three pills and the tabs) also contained *Squalus acanthias*. This resulted in an overall share of eleven samples containing *Squalus acanthias* in our study. Besides, the tope shark *Galeorhinus galeus* could be identified in two samples, as well as the blue shark *Prionace glauca* in one. For the remaining nine cartilage products no shark sequences were present. In seven of those *Gallus gallus* was proven, the marine teleost European hake (*Merluccius merluccius*) in two and *Solanum* sp. (presumably potato) in one. Fig. 1 illustrates all detected species of the present study in their individual proportion.

The cartilage sample in which *Prionace glauca* was discovered needed many trials until a proper sequence could be generated. It is possible that other species were mixed in this product, because the sequences obtained in some tries were often overlapping and indistinguishable.

Products in which shark sequences could be determined were not considered as mislabelled except for two cases. One of those clearly stated the presence of only five particular species, yet another was detected, while the other did not mention the presence of shark, but was only labelled as containing cartilage. Nevertheless, *Squalus acanthias* was proven to be in this product. The rest indicated the presence of either 'shark' or 'shark cartilage' on the labels, but without explicitly naming any shark species, but as shark DNA was proven those were not considered as mislabelled.

Overall, our study revealed a mislabelling proportion of 50%, and 70.6% in cartilage products alone. All products with *Merluccius merluccius* were categorized as mislabelled, as no teleost species was declared to be contained, as well as all products in which only signals of *Gallus gallus* were detected. The cartilage product in which sequences of *Solanum* sp. in addition to sequences of *Gallus gallus* were found, was classified as mislabelled even though it did not specifically claim to incorporate shark cartilage. There was, however, no mention of potato as an ingredient.

Discussion

Our study highlights that DNA barcoding proved to be an easy way to get an overview of potentially mislabelled or generally suspicious seafood products. An economically motivated substitution of shark cartilage with cheaper cartilage from species like *Merluccius merluccius* or *Gallus gallus* as well as with fillers like *Solanum* sp. seems a plausible explanation for their presence, given the fact that similar fraud has been proven to occur on a global scale. Since most other cartilage food supplements also use *Gallus gallus* it would be easy for manufacturers to sell one and the same product under differing labels.

There could still always be the risk of contamination somewhere along the laboratory process or even already while sampling, especially as a substitution of shark cartilage products with *Gallus gallus* has hitherto never been reported, at least to our knowledge. But none of the results changed after repeating extraction and PCR, except for an improvement on some sequences displaying higher sequence quality in the second run. This, in addition to the fact that all steps were executed as sterile as possible for our lab, is the reason we consider the risk of contamination as minimal.

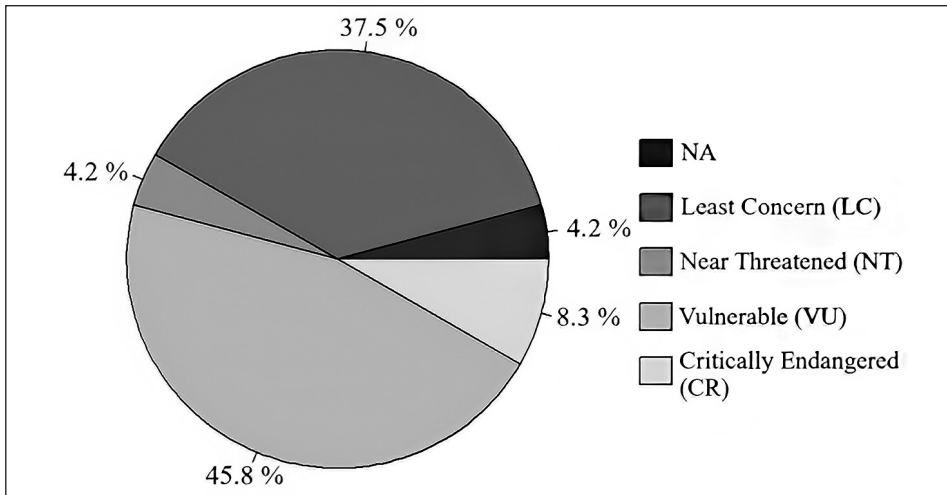


Fig. 2: Threat categories according to the IUCN red list of threatened species and their respective proportions for all species detected in the analyzed sample size (N=24). – Abb. 2: Gefährdungskategorien gemäß der IUCN Roten Liste und ihre jeweiligen Anteile für alle in der analysierten Stichprobe (N=24) nachgewiesenen Arten.

An explanation for the amplification of *Gallus gallus* sequences that were contained in the extract could be that low annealing temperatures may have caused the shark-primers to bind less specifically. That would also explain why the 'V1' primer set worked best. Even though the mini-barcodes deliver only short fragments as products, the possibility of an overlap in the concerning gene regions between the respective examined species is very slim since too many point mutations were detected in this region and the samples match at least 98 % to the references in the database.

Overall the total share of vulnerable species present in both product categories is 45.8 %, all of those being *Squalus acanthias*. Concerning all examined meat, the respective fish vendors still do set a positive example to the global shark trade, as none were mislabelled. Besides, six of them were supposedly harvested from the FAO 21 fishing area in the north-western Atlantic. This subpopulation is currently classified as not endangered, though it has fluctuated heavily in the previous decades. Only one vendor imported their meat from the FAO 27 area in the north-eastern Atlantic, where *Squalus acanthias* is at this time classified as critically endangered but was last assessed in 2006 (IUCN 2020). Still, shark meat mislabelling could be happening at a timescale unnoticed by our study, as the samples were taken at more or less the same time and are therefore just a momentary depiction of the market.

The critically endangered shark species *Galeorhinus galeus* was observed in two samples and was only present in shark cartilage pills. It was not traceable whether the processing of this shark had been monitored by officials or if it appears in an official trade statistic, as neither label nor shop mentioned a distinct species.

Most mislabelled cartilage samples were comprised of *Merluccius merluccius* or *Gallus gallus*, with one additionally indicating the supplementation with *Solanum* sp.. All three species are categorized as Least Concern, so the lack of threatened species can be reported in

37.5 % of samples, additionally to the globules, where no DNA was found. Non-declaration of their presence is nonetheless food fraud (at a share of 70.6 % in the analyzed cartilage products) and persons with allergies (for e.g. fish-protein) could hypothetically come to harm. This, however, likewise holds true for people consuming actual shark cartilage, because it has been shown to contain toxins (Mondo et al. 2014).

Even the low sample size of this study already revealed a large portion of mislabelling as well as threatened species in shark cartilage products, which indicates the need for an increased monitoring effort and for legal adaptations to enhance transparency. Future studies at a larger scale are needed to assess the true extent of mislabelling in the German shark market and how the German consumers affect the exploitation of threatened shark species.

Accessibility

Sequence data were deposited on DRYAD and can be accessed via <https://doi.org/10.5061/dryad.ngf1vhhxw>.

Acknowledgments

Our study was funded by the Project ‘Aufbau von universitären DNA-Barcoding-Pipelines für ABOL - Austrian Barcoding of Life’, a collaborative Infrastructure project financed by the Austrian Ministry of Science.

Literature

- Barbuto M, Galimberti A, Ferri E, Labra M, Malandra R, Galli P, Casiraghi M (2010) DNA barcoding reveals fraudulent substitutions in shark seafood products: the Italian case of “palombo” (*Mustelus* spp.). *Food Research International* 43(1), 376–381. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2009.10.009>
- Barker M J, Schluessel V (2005) Managing global shark fisheries: suggestions for prioritizing management strategies. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15(4), 325–347. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.660>
- Bornatowski H, Braga R R, Vitule J R S (2013) Shark mislabeling threatens biodiversity. *Science* 340(6135), 923–923. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.340.6135.923-a>
- Charpentier V, Adnet S, Cappetta H (2020) The tooth of a giant sea creature *Otodus* (*Megaelachus*) in the material culture of Neolithic maritime hunter-gatherers at Sharbithat (Sultanate of Oman). *International Journal of Osteoarchaeology* 30(6), 835–842. DOI: <https://doi.org/10.1002/oa.2914>
- Dent F, Clarke S (2015) State of the global market for shark products. FAO Fisheries and Aquaculture technical paper 590. <https://www.fao.org/3/i4795e/i4795e.pdf> (accessed: 28-03-2022)
- Dulvy N K, Pacoureau N, Rigby C L, Pollom R A, Jabado R W, Ebert D A, Finucci B, Pollock C M, Cheok J, Derrick D H, Herman K B, Sherman C S, VanderWright W J, Lawson J M, Walls R H L, Carlson J K, Charvet P, Bineesh K K, Fernando D, Ralph G M, Matsushiba J H, Hilton-Taylor C, Fordham S V, Simpfendorfer C A (2021) Overfishing drives over one-third of all sharks and rays toward a global extinction crisis. *Current Biology* 31(21), 4773–4787. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.08.062>
- Fordham S V (2006) Shark alert. Revealing Europe’s impact on shark populations. The Shark Alliance, 4–5. https://sharkadvocates.org/shark_alert_report.pdf (accessed: 28-03-2022)

- Hellberg R S, Isaacs R B, Hernandez E L (2019) Identification of shark species in commercial products using DNA barcoding. *Fisheries Research* 210, 81–88. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.10.010>
- Hobbs C A, Potts R W, Bjerregaard Walsh M, Usher J, Griffiths A M (2019) Using DNA barcoding to investigate patterns of species utilisation in UK shark products reveals threatened species on sale. *Scientific Reports* 9(1), 1–10. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38270-3>
- IUCN (2020) The IUCN Red List of Threatened Species: *Squalus acanthias* – published in 2020 <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T91209505A124551959.en> (accessed: 28-03-2022)
- Mondo K, Glover W B, Murch S J, Liu G, Cai Y, Davis D A, Mash D C (2014) Environmental neurotoxins β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) and mercury in shark cartilage dietary supplements. *Food and Chemical Toxicology* 70, 26–32. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fct.2014.04.015>
- Pardo M Á, Jiménez E, Viðarsson J R, Ólafsson K, Ólafsdóttir G, Daniëlsdóttir A K, Pérez-Villareal B (2018) DNA barcoding revealing mislabeling of seafood in European mass caterings. *Food Control* 92, 7–16. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2018.04.044>
- Pardo M Á, Jiménez E (2020) DNA barcoding revealing seafood mislabeling in food services from Spain. *Journal of Food Composition and Analysis* 91, 103521. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2020.103521>
- Pazartzi T, Siaperopoulou S, Gubili C, Maradidou S, Loukovitis D, Chatzispyrou A, Griffiths A M, Minos G, Imsiridou A (2019) High levels of mislabeling in shark meat—Investigating patterns of species utilization with DNA barcoding in Greek retailers. *Food Control* 98, 179–186. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2018.11.019>
- Taberlet P, Coissac E, Pompanon F, Gielly L, Miquel C, Valentini A, Vermet T, Corthier G, Brochmann C, Willerslev E (2007) Power and limitations of the chloroplast trn L (UAA) intron for plant DNA barcoding. *Nucleic Acids Research* 35(3), e14–e14. DOI: <https://doi.org/10.1093/nar/gkl1938>
- Villate-Moreno M, Pollerspöck J, Kremer-Obrock F, Straube N (2021) Molecular analyses of confiscated shark fins reveal shortcomings of CITES implementations in Germany. *Conservation Science and Practice* 3(6), e398. DOI: <https://doi.org/10.1111/csp2.398>
- Worm B, Davis B, Kettemer L, Ward-Paige C A, Chapman D, Heithaus M R, Kessel S T, Gruber S H (2013) Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Marine Policy* 40, 194–204. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.12.034>
- Zahn R J, Silva A J, Hellberg R S (2020) Development of a DNA mini-barcoding protocol targeting COI for the identification of elasmobranch species in shark cartilage pills. *Food Control* 109, 106918. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2019.106918>

Received: 2023 03 07

Addresses:

Kilian Niedermeier, E-Mail: kilian.niedermeier@stud.sbg.ac.at

Matthias Affenzeller, E-Mail: kilian.niedermeier@stud.sbg.ac.at

Andreas Tribsch, E-Mail: andreas.tribsch@plus.ac.at

Department Environment and Biodiversity, University of Salzburg,
Hellbrunner Straße 34, A-5020 Salzburg.

Extended abstract

HRSM FUNGI – five years of DNA barcoding of Austrian fungi specimens

Irmgard Krisai-Greilhuber

Due to the presence of diverse climatic (transitional oceanic, Pannonian and Illyrian climate) and orographic (planar to nival altitude; plains, hilly areas, and high mountain landscape) conditions, along with a diversity in vegetation (dry grasslands to upland moors, a wide variety of coniferous and deciduous forests, salt steppes to snow valleys), and substrates (herbs, animals, wood from fine to coarse woody debris), Austria is a hot-spot of fungal diversity. However, it is difficult to record species distribution, since identification often relies on the analyses of only a few morphological characters (i.e. macroscopical ones, such as fruiting-body type, hymenophore type, colour, size, veil and surface conditions, as well as microscopical characters, e.g. pileipellis, context structure, asci or basidia, and spores), and the density of mycologists is also fairly moderate. In the face of these limitations, DNA barcoding accelerates species identification, eliminates last doubts regarding correct identifications, discovers misidentifications, and reveals cryptic and less cryptic diversity. Within the Austrian Barcode of Life Initiative ABOL, the HRSM (Hochschulraumstrukturmittel) project “Establishment of DNA-Barcoding pipelines at Austrian universities” offered the opportunity to build upon the reference database of fungi, especially macromycetes. Since Schoch et al. (2012) there is the general agreement to use the internal transcribed spacer region ITS for fungal barcoding, because this region shows a high rate of successful identification for many fungal groups, with a clear barcode gap between inter- and intraspecific variation. Thus, ITS became the primary fungal barcode marker, together with supplementary secondary barcode regions, e.g. LSU, RPB 1 and 2 or *tef1*, for some fungal groups.

At the University of Vienna from 2017 to date more than 5,500 fungal ITS reference sequences have been generated by the mycology working group, spanning over ca. 440 genera and resulting in DNA barcodes of more than 2,600 species. To obtain DNA barcodes, exsiccata from herbaria, primarily from the herbaria WU-Mycologicum and GJO (Graz Joanneum), as well as fresh samples were used, both newly self-collected and sent by mycologists from all over Austria. For a low number of specimens, sequencing was unsuccessful or resulted in contaminations. The majority of specimens could be successfully processed. The aim was to generate DNA barcodes from four individuals per species ideally covering the distributional range in Austria. Besides DNA barcodes for common species, e.g. *Amanita strobiliformis*, *Cortinarius anserinus* or *Russula vesca*, a considerable number of new records for Austria, e.g., *Hebeloma celatum*, *Polyporus tubaeformis* (Holec et al. 2021), *Ophiocordyceps ditmarii* (Haelewaters et al. 2021), for Central Europe (e.g., *Entoloma graphitipes*, *Amanita olivaceo-grisea*) and for Europe (e.g., *Mycena chloroxantha*) could be revealed. New disease records (e.g., *Coleosporium montanum*, *Erysiphe corylacearum*, Voglmayr et al. 2020 a,b), new combinations (e.g., *Arrhenia tillii*, Voitk et al. 2020), new typifications (e.g., *Arrhenia glauca*, Voitk et al. 2020), cryptic new species (e.g., *Chalciporus pseudopiperatus*, Klofáč & Krisai-Greilhuber 2020) and very distinct new species for science (e.g., *Cortinarius glaucoelotus*, *Entoloma aurantioalpinum*, *Entoloma silvae-frondosae*, *Inocybe antoniniana*) popped up. *Inocybe antoniniana*, is a new species of *Inocybe* section *Marginatae* with nodulose spores and yellowish-ochraceous cap colour. It could be simultaneously found in Austria, Germany and Turkey. It differs from other species of the group with a similar cap colour in spore and cystidia characters, and ITS sequence data (Bandini et al. 2020). The orange-yellow-capped *Entoloma aurantioalpinum* (Fig. 1) is a look-alike of *E. formosum* and *E. xanthochroum*, which occur in lowlands and in montane regions, so are not strictly alpine species. Apart from the sequence it can be differentiated from the two by a more striate cap and from *E. xanthochroum* additionally by the concolorous lamella edge. Interestingly as is the case with the new *Inocybe* species, the new *Entoloma* spe-



Fig. 1. *Entoloma aurantioalpinum*, WU-Myc 22353, Porzehütte, 2002-08-25. Photo: A. Hausknecht.
– Abb. 1. *Entoloma aurantioalpinum*, WU-Myc 22353, Porzehütte, 2002-08-25. Foto: A. Hausknecht.

cies was not only found in Austria but also in France and Italy. As far as is known it is restricted to alpine grassland (Buyck et al. 2022).

Cortinarius glaucoelotus (Dima et al. 2020) belongs to the *Humolentes* (within the Calochroi clade, which is now in the new segregate genus *Calonarius* as *C. glaucoelotus*, provided one is willing to follow Liimatainen et al. (2022) and accepting the splitting of the huge but monophyletic genus *Cortinarius*), near to *C. pseudoglaucopus* and *C. praeternissus*. From the European *C. pseudoglaucopus* it can be delimited by differences in ITS sequences. The two species overlap in distribution and habitats, growing in calcareous coniferous forests, but *C. glaucoelotus* is possibly more bound to *Abies*. They are found in W Caucasus and in in E Austria and NE Spain. Morphologically the new species can be separated from *C. pseudoglaucopus* by a narrow lilac-amethyst zone at the stipe apex.

In 2017 *Mycena chloroxantha* in its variety *appalachienensis*, originally described from Appalachia, was collected in the tropical greenhouse of the Botanikzentrum Klagenfurt, Carinthia. The species that has been found in Europe only in the greenhouse, is characterized by unique cells in the universal veil on the cap, the variety especially by white veil grains. It is known from the USA (North and South Carolina, Texas), Mexico, Ecuador, Brazil and Puerto Rico (Brodegger et al. 2019).

There are no further records available for Central Europe of *Amanita olivaceogrisea*, which was found by Thomas Rücker in Upper Austria in the Gerlhamer Moos, a birch bog forest, in 2020 and the sequence identification has been confirmed by the worldwide *Amanita* expert Rodham Tulloss.

A remarkable problem for a relaxed and fruitful future is the steadily growing number of invasive alien species, plants, animals and also fungal species. In Austria alone, the number of neomycota has increased fivefold in the last 20 years to more than 280 already established species (Voglmayr et al. 2022). Prominent examples for this ongoing process are the rather recently found and genetically confirmed phytoparasitic species *Erysiphe corylacearum*, a powdery mildew on *Corylus avellana* and *C. colurna* in Austria (Voglmayr et al. 2020a,b), which is native to East Asia and probably North America,

has been first observed in Turkey, is spreading to West Asia and Europe and already causing significant yield losses in hazelnut orchards in Turkey, Iran and Georgia, and *Coleosporium montanum*, a rust fungus on *Symphytotrichum* spp., ornamental plants which are widely used in gardens. Both introduced fungi may have a considerable impact on economy.

Finally, in BOLD the project FABOL (Fungi-ABOL) has been created, with 758 fungal barcodes of 507 species already uploaded. Many more will follow in the near future. DNA barcoding for fungi could thus be successfully established within the framework of the HRSM project at the University of Vienna and is a substantial contribution to the expansion of the ABOL database.

Krisai-Greilhuber I (2023) HRSM FUNGI – fünf Jahre DNA Barcoding österreichischer Pilze.

Aufgrund der vielfältigen klimatischen, orographischen, vegetationskundlichen und substratkundlichen Gegebenheiten ist Österreich ein Hotspot der Pilzvielfalt. Da jedoch oft nur wenige morphologische Merkmale, d. h. makroskopische Merkmale sowie mikroskopische Merkmale zur Pilzbestimmung zur Verfügung stehen und auch die Dichte an Mykologen eher mäßig ist, ist es schwierig, die Vielfalt mit klassischen Feld- und mikroskopischen Studien zu erfassen.

Mit Hilfe von DNA-Barcoding wird die Artbestimmung oft beschleunigt, letzte Bestimmungszweifel können ausgeräumt, Fehlbestimmungen entdeckt und kryptische und weniger kryptische neue Arten gefunden werden. Im Rahmen der Austrian Barcode of Life Initiative ABOL konnte das HRSM-Projekt (Hochschulraumstrukturmittel) „Etablierung von DNA-Barcoding Pipelines an österreichischen Universitäten“ etabliert werden und bot die Möglichkeit Pilze miteinzubeziehen. Seit Schoch et al. (2012) wird die interne transkribierte Spacer-Region ITS für das Barcoding von Pilzen verwendet, da diese Region für viele Pilzgruppen eine hohe Erfolgsrate bei der Identifizierung aufweist, zusammen mit ergänzenden Barcode-Regionen, z. B. LSU, RPB 1 und 2 oder tef1, für einige Pilzgruppen.

An der Universität Wien wurden von 2017 bis heute mehr als 5.500 ITS-Referenzsequenzen von Pilzen durch die Arbeitsgruppe Mykologie generiert, die ca. 440 Gattungen umfassen und zu Barcodes von mehr als 2.600 Arten führten. Zur Gewinnung der Barcodes wurden sowohl neu gesammelte Frischfunde und Exsikkate aus Herbarien, vor allem aus den Sammlungen WU-Mycologicum und GJO (Grazer Joanneum), als auch andere interessante Proben, die von Mykologen aus ganz Österreich eingesandt wurden, verwendet. Bei einer geringen Anzahl von Proben war die Sequenzierung erfolglos oder führte zu Kontaminationen. Ziel war es, DNA-Barcodes für vier Individuen pro Art zu generieren, geographisch über ganz Österreich verteilt. Neben Barcodes für häufige Arten, wie z. B. *Amanita strobiliformis*, *Cortinarius anserinus* oder *Russula vesca*, wurde eine beträchtliche Anzahl von Neufunden für Österreich, wie z. B., *Hebeloma celatum*, *Polyporus tubaeformis* (Holec et al. 2021), *Ophiocordyceps ditmarii* (Haelewaters et al. 2021), für Mitteleuropa (z. B. *Entoloma graphitipes*, *Amanita olivaceogrisea*) und für Europa (z. B. *Mycena chloroxantha*) erlangt. Neue Krankheitsnachweise (z. B. *Coleosporium montanum*, *Erysiphe corylacearum*), neue Kombinationen (z. B. *Arrhenia tillii*, Voitk et al. 2020), neue Typisierungen (z. B. *Arrhenia glauca*, Voitk et al. 2020), kryptische neue Arten (z. B., *Chalciporus pseudopiperatus*, Klofac & Krisai-Greilhuber 2020) und sehr auffällige für die Wissenschaft neue Arten (z. B. *Cortinarius glaucoelotus*, *Entoloma aurantioalpinum*, *Entoloma silvae-frondosae*, *Inocybe antoniniana*) wurden gefunden.

Inocybe antoniniana, ist eine neue Art aus der Sektion Marginatae mit knotigen Sporen und gelblich-ockerfarbener Hutfarbe. Sie konnte gleichzeitig in Österreich, Deutschland und der Türkei gefunden werden (Bandini et al. 2020).

Die orange-gelb gefärbte *Entoloma aurantioalpinum* (Abb. 1) ähnelt *E. formosum* und *E. xanthochroum*, die im Tiefland und in montanen Regionen vorkommen, aber keine streng alpinen Arten sind, und unterscheidet sich neben der Sequenz außerdem durch einen stärker gestreiften Hut, den alpinen Standort und von *E. xanthochroum* zusätzlich durch die gleichfarbige Lamellenschneide. Interessanterweise wurde die neue *Entoloma*-Art, wie auch die neue *Inocybe*-Art, nicht nur in Österreich, sondern auch in Frankreich und Italien gefunden (Buyck et al. 2022).

Cortinarius glaucoelotus (Dima et al. 2020) gehört zu den Humolentes (syn. *Calonarius glaucoelotus*, Liimatainen et al. 2022), in der Nähe von *C. pseudoglaucoelus* und *C. prae-*

termisus. Unterschiede finden sich in den ITS-Sequenzen und in der Ökologie. Ihre Verbreitungsgebiete überschneiden sich im westlichen Kaukasus und in Ostösterreich und Nordostspanien.

Im Jahr 2017 wurde *Mycena chloroxantha* in der Varietät *appalachienensis*, die ursprünglich aus den Appalachen beschrieben wurde, im Tropengewächshaus des Botanikzentrums Klagenfurt, Kärnten, gesammelt. Die Art zeichnet sich durch einzigartige Zellen im Hutvelum aus. Sie ist aus den USA, Mexiko, Ecuador, Brasilien und Puerto Rico bekannt (Brodegger et al. 2019).

Von *Amanita olivaceogrisea*, die 2020 von Thomas Rücker in Oberösterreich im Gerlhamer Moos, einem Birkenmoorwald, gefunden wurde, liegen für Mitteleuropa keine weiteren Nachweise vor, und die Identität wurde vom weltweiten *Amanita*-Experten Rodham Tulloss bestätigt.

Ein bemerkenswertes Problem für eine entspannte und fruchtbare Zukunft ist die stetig wachsende Zahl invasiver gebietsfremder Arten, Pflanzen, Tiere und auch Pilze. Allein in Österreich hat sich die Zahl der Neomycota in den letzten 20 Jahren auf mehr als 280 bereits etablierte Arten vervielfacht (Voglmayr et al. 2022). Prominente Beispiele für diesen laufenden Prozess sind die erst kürzlich entdeckte und genetisch bestätigte phytoparasitische Art *Erysiphe corylacearum*, ein Echter Mehltau auf *Corylus avellana* und *C. colurna* in Österreich (Voglmayr et al. 2020a,b), der in Ostasien und wahrscheinlich Nordamerika beheimatet ist, erstmals in der Türkei beobachtet wurde, sich ausbreitet und Ertragseinbußen in Haselnussplantagen verursacht, und *Coleosporium montanum*, ein Rostpilz auf *Symphyotrichum* spp., Zierpflanzen, die in Gärten weit verbreitet sind. Beide eingeschleppten Pilze können erhebliche negative Auswirkungen auf die Wirtschaft haben.

Abschließend wurde in BOLD das Projekt FABOL (Fungi-ABOL) eingerichtet. 758 Pilz-Barcodes von 507 Arten wurden bereits hochgeladen. Viele weitere werden in naher Zukunft folgen. DNA-Barcoding für Pilze konnte somit im Rahmen des HRSM-Projektes an der Universität Wien erfolgreich etabliert werden und ist ein wesentlicher Beitrag zum Ausbau der ABOL-Datenbank.

Keywords: fungal diversity, fungal barcoding, fungal survey, molecular genetic identification, new records.

Acknowledgments

I would like to thank all providers of fungal specimens, ABOL and herbarium curators, and especially Michael Barfuß, Dominik Metschina, Oliver Macek, Kesiban Özdemir and Hermann Voglmayr for assistance in various matters, and the Ministry of Science for funding the HRSM project under ABOL.

Literature

- Bandini D, Sesli E, Oertel B, Krisai-Greilhuber I (2020) *Inocybe antoniniana*, a new species of *Inocybe* section *Marginatae* with nodulose spores. *Sydowia* 72, 95–106
- Brodegger E, Koncilja M, Krisai-Greilhuber I (2018) (2019) Ein rezenter Fund von *Mycena chloroxantha* var. *appalachienensis* aus dem Botanikzentrum Klagenfurt. *Österr. Z. Pilzk.* 27, 59–64
- Buyck B, Eyssartier G, Armada F, Hembrom M E, Corrales A, Rossi W, Vera M, Adamčíková K, Belanger J M, Bizzio E, Caboñ M, Consiglio G, Das K, Dima B, Ghosh A., Hampe F, Krisai-Greilhuber I, Leonardi M, Noordeloos M E, Papp V, Parihar A, Piepenbringer M, Villa J, Adamčík S (2022) Fungal Biodiversity Profiles 111–120. – *Cryptogamie, Mycologie* 43 (2), 23–60. <https://doi.org/10.5252/cryptogamie-mycologie2022v43a2>. <http://cryptogamie.com/mycologie/43/2>
- Dima B, Brandrud T E, Krisai-Greilhuber I, Ballarà J, Peintner U (2020) *Cortinarius glaucoelotus* Brandrud, Dima, Krisai, Ballarà, Peintner, sp. nov. *Fungal Planet* 1181, pp.4040–405, suppl. FP1181. In: Crous P W et al.: *Fungal Planet description sheets*, 1112–1181. *Persoonia* 45, 251–409

- Haelewaters D, Dima B, Abdel-Hafiz B I I, Abdel-Wahab M A, Abul-Ezz S R, Acar I, Aguirre-Acosta E, Aime M C, Aldemir S, Ali M, Ayala-Vásquez O, Bakhit M S, Bashir H, Battistin E, Bendiksen E, Castro-Rivera R, Çolak ÖF, De Kesel A, de la Fuente J I, Dizkırıcı A, Hussain S, Jansen G M, Kaygusuz O, Khalid A N, Khan J, Kiyashko A A, Larsson E, Martínez-González C R, Morozova O V, Niazi A R, Noordeloos M E, Pham T H G, Popov E S, Psurtseva N V, Schoutteten N, Sher H, Türkekul I, Verbeken A, Ahmad H, Afshan N S, Christe P, Fiaz M, Glaizot O, Liu J, Majeed J, Markotter W, Nagy A, Nawaz H, Papp V, Péter Á, Pfliegler W P, Qasim T, Riaz M, Sándor A D, Szentiványi T, Voglmayr H, Yousaf N, Krisai-Greilhuber I (2020) Fungal Systematics and Evolution 6. Sydowia 72, 271–296. doi:10.12905/0380.sydowia72-2020-0231
- Holec J, Vampola P, Kout J, Beran M, Krisai-Greilhuber I, Hahn C, Kolařík M (2021) *Polyporus tubaeformis* (Basidiomycota, Polyporaceae) – identity, ecology and distribution in the Czech Republic, Austria, Slovakia and Ukraine. Sydowia 73, 245–256
- Klofac W, Krisai-Greilhuber I (2020): *Chalciporus pseudopiperatus*, a new taxon in the *Chalciporus piperatus* species complex. *Chalciporus pseudopiperatus*, ein neues Taxon des *Chalciporus piperatus* Artkomplexes. Österr. Z. f. Pilzkunde 28, 75–78
- Liimatainen K, Kim J T, Pokorny L, Kirk P M, Dentinger B, Niskanen T (2022) Taming the beast: a revised classification of Cortinariaceae based on genomic data. Fungal Diversity <https://doi.org/10.1007/s13225-022-00499-9>
- Schoch C L, Seifert, K A, Huhndorf S, Vincent R, Spouge J L, Levesque C A, Chen W, Fungal Barcoding Consortium (2012) Nuclear ribosomal internal transcribed spacer (ITS) region as a universal DNA barcode marker for Fungi. PNAS 109 (16), 6241–6246
- Voitk A, Saar I, Lücking R, Moreau P-A, Corriol G, Krisai-Greilhuber I, Thorn R G, Hay C R J, Moncada B, Gulden G (2020) Surprising morphological, ecological and ITS sequence diversity in the *Arrhentia acerosa* complex (Basidiomycota: Agaricales: Hygrophoraceae). Sydowia 73, 133–162, online December 11, 2020, <https://www.verlag-berger.at/res/user/berger/media/2900.pdf>
- Voglmayr H, Zankl T, Krisai-Greilhuber I, Kirisits T (2020 a) First report of *Erysiphe corylacearum* on *Corylus avellana* and *C. colurna* in Austria. New Disease Reports 42, 14. doi.org/10.5197/j.2044-0588.2020.042.014 <https://www.ndrs.org.uk/article.php?id=042014>
- Voglmayr H, Krisai-Greilhuber I, Kirisits T (2020 b) First report of *Coleosporium montanum* on *Symphyotrichum* in Austria and Europe. New Disease Reports 42, 24. <http://dx.doi.org/10.5197/j.2044-0588.2020.042.024>
- Voglmayr H, Schertler A, Essl F, Krisai-Greilhuber I (2022) Alien and cryptogenic fungi and oomycetes in Austria: an annotated checklist (2nd edition). Biological Invasions (submitted).

Received: 2023 03 07

Address:

Irmgard Krisai-Greilhuber, E-mail: irmgard.greilhuber@univie.ac.at,
ORCID 0000-0003-1078-3080. Department of Botany and Biodiversity, University of Vienna, Rennweg 14, A-1030 Wien.

Buchbesprechung

Eva Berger, 2021: Flachdach, Dachterrasse, Dachgarten. Eine kleine Wiener Geschichte des Wohnens im Freien ‘zwischen Himmel und Erde’. 150 Seiten, ca. 70 s/w und farbige Abbildungen. Böhlau Verlag.

Wenn heute zahlreiche Studien zum Ergebnis kommen, dass Grünareale gesundheitsfördernden Einfluss besitzen, psychisches wie soziales Wohlbefinden fördern, luft- und klimaverbessernd wirken sowie als Lärmschutz dienen können, so war dieses Wissen intuitiv seit jeher vorhanden: das Paradies wurde stets – schon von der (persischen bzw. hebräischen) Wortherkunft her – als umschlossener, baumbestandener Garten (*hortus conclusus*) gedacht. Die Möglichkeit, ein solches Paradies im wohnungsnahen Bereich besitzen bzw. benutzen zu können, hat mit der Zunahme dicht verbauter Stadtgebiete enorm an Attraktivität gewonnen. Eine spezielle Form derartiger städtischer Grünbereiche, nämlich Dachterrassen bzw. Dachgärten, sind Thema des vorliegenden Buches.

Um ein immerhin mögliches Missverständnis gleich von vornherein auszuschließen: es handelt sich hier *nicht* um eines der immer zahlreicher werdenden Sachbücher, welche Ratschläge für die Begrünung des wohnnahen Bereichs geben. Vielmehr ist es (man beachte den Untertitel!) eine fachlich hochkompetente, mit dreißig Seiten Endnoten wissenschaftlich unterfütterte Geschichte von Dachgärten und deren baulichen Voraussetzungen, der Flachdächer und Dachterrassen, nach Möglichkeit an Beispielen aus Wien exemplifiziert. Entsprechend der jahrzehntelangen Beschäftigung der Autorin mit der Thematik liegt der Zugang schwerpunktmäßig auf den kunst- und architekturhistorischen Aspekten, ohne jedoch die humanökologische Bedeutung von Gärten, die nicht auf gewachsenem Boden angelegt wurden und werden, aus den Augen zu verlieren. Und gleich ein weiterer Hinweis: wiewohl das Buch prinzipiell gut lesbar ist, eignet es sich auf Grund der Dichte der Informationen (erst recht, wenn man fallweise die Annotationen nachschlägt) nicht zum Nebenbei-Lesen, sondern erheischt konzentrierte Lektüre.

Ein kurzer geschichtlicher Rückblick führt in die Antike („*Hängende Gärten der Semiramis*“), ins Mittelalter („*Paradeisgärtlein*“), Renaissance (Dachterrassen, „*giardini pensili*“), und schließt hier ein frühes Beispiel aus Wien an: auf der ersten ausführlichen „Vogelflug“-darstellung der Stadt Wien (Hofnagel, 1609) sind mehrere Dachterrassen zu sehen. In der Barockepoche zieht man zwar im allgemeinen Steildächer (Witterung!) vor, etliche Palais weisen jedoch zumindest partienweise Flachdächer, häufiger noch Terrassen und Althane auf. Zu deren vielfältigem Nutzen werden die Ausführungen von Marperger zitiert, unter anderem dass man „*an daselbst aufgesetzten Orangerien oder anderen Scherben-Gewächsen seine Lust haben kann*“. Auf die Beschreibung des Dachgartens auf der Burgbastei (Wien) und Beispiele aus dem Klassizismus folgt die Epoche des Historismus; interessant sind hier die Überlegungen von Rüber und Rabitz, in welchen durchaus „heutige“, „ökologische“ Aspekte zu begrünten Dächern hervorgehoben werden.

Einiger Raum wird auch den Wiener Architekten der Jahrhundertwende um 1900 gegeben: einschlägige Entwürfe respektive Bauten von Otto Wagner, Josef Hoffmann und Adolf Loos werden besprochen, wobei die Wechselbeziehung des Letzteren mit Le Corbusier Erwähnung findet. Es folgen weitere Beispiele aus dieser Zeit, von welchen etwa die Dachterrasse der Urania bekannt, diejenige der Schwarzwaldschule („Herrenhof“) eher unbekannt sein dürfte (während das kleine Dachglashaus am Hauptgebäude der Universität Wien wohl weitgehend vergessen ist).

Nach einem interessanten Exkurs über das informelle Dachgrün nach dem Weltkrieg (1918), als der Not gehorchend auf jedem möglichen Fleck, also auch auf Flachdächern Gemüsegärten angelegt werden, folgt ein umfängliches Kapitel über die Zwanziger- und Dreißigerjahre, als das flache Dach gleichsam als Zeichen des modernen Bauens gilt und von zahlreichen Architekten dieser Zeit propagiert wird. Immer wieder wird auch – neben den Vorzügen hinsichtlich Aussicht und Erholung – der kleinklimatische Aspekt (damals eher als „Schutz vor Überhitzung“ apostrophiert) hervorgehoben. Hier kann das Buch auch zahlreichere Bildbeispiele liefern, zu noch erhaltenen wie auch ehemals bestehenden Dachgärten und -terrassen, die teils abgebrochen, teils überbaut wurden. Zu diesen gewissermaßen negativen Beispielen gehört wohl auch das einstige Kahlenbergrestaurant, wo – ein typischer Fall von „*Privatisierung des öffentlichen Raums*“ – von den ursprünglich großzügig angelegten Aussichtsterrassen nur mehr ein schmaler Bereich öffentlich zugänglich ist. Die Autorin weist im übrigen darauf hin, dass uns „*vieles zum Themenkreis Dachgarten heute unbekannt und nicht näher zu recherchieren ist*“.

In der Zeit nach dem Zweiten Weltkrieg, in größerem Umfang allerdings erst ab den Siebzigerjahren beschäftigt das Thema Dachgarten vor allem „umweltbewußte Planer“. Die Zahl der Dachgärten und Dachterrassen ist, vor allem im Zusammenhang mit Dach- und Dachbodenausbauten, enorm gestiegen. Aus ökologischer Sicht darf man hier darauf hinweisen, dass Flachdächer eine überraschend reichhaltige Fauna aufweisen können; analoges gilt für die spontane Flora (hiezum eine eindrucksvolle Studie über das Wiener AKH von Burgstaller et al. 2015).

Eine größere Zahl von Illustrationen wäre bei einer derartigen Thematik natürlich wünschenswert; ihre Beschränkung ist meist (wohl auch hier) schieren ökonomischen Rücksichten geschuldet. Ein wenig zu kurz (um doch noch einen kleinen Minuspunkt anzubringen) kommen Überlegungen zu den mit Dachgärten verbundenen Problemen, weniger solche der Statik als vielmehr der Dichtigkeit: denn Pflanzenwurzeln haben nun einmal die Eigenschaft, beständig weiterzuwachsen und eventuell sogar eine scheinbar solide Dämmschicht anzubohren, sodass man sich oftmals durch Rückschnitte, oder gar den Verzicht auf größere Büsche/Bäume behelfen, und schlimmstenfalls auf „Scherbengewächse“ beschränken muss. Dieser Hinweis soll dem Buch jedoch keinen Abbruch tun; es stellt eine hochinteressante Ergänzung zu einem Spezialkapitel der Wiener Gartengeschichte, welche die Autorin in einem früheren Buch („*Viel herrlich und schöne Gärten*“) behandelt hat, dar.

Wolfgang Punz, Wien

Mitteilungen aus der Gesellschaft – Jahresbericht 2022

Für den Vorstand und den Wissenschaftlichen Beirat von Elisabeth Kopp (Geschäftsführung) und Elisabeth Haring (Präsidentin der Gesellschaft) unter Mitwirkung von Gerhard Aubrecht, Harald Krenn, Helmut Sattmann und Manfred Walzl

Vorwort

„Die einzige Konstante im Leben ist Veränderung.“ Dieses berühmte Heraklit-Zitat gilt auch für das Vereinsleben einer im Jahr 2022 mittlerweile 171 Jahre alten Gesellschaft. Gerade die letzten beiden Jahre 2021 und 2022 geben hiervon Zeugnis: Neue Statuten, neuer Vorstand, Neugründung eines Wissenschaftlichen Beirats, eine neue Angestellte, ein neues Redaktionsteam, eine neue Sektion.

All dies Neue bringt Veränderung. Veränderung zeigt sich ebenfalls in Bezug auf die den langjährigen Mitgliedern sicher noch bekannten „Mitteilungen aus der Gesellschaft“, einer viermal jährlich ausgesandten Zusammenfassung von Aktivitäten der ZooBot, Terminankündigungen und anderen interessanten Details aus der Gesellschaft. Im Jahr 2020 wurde der Versand eingestellt, in erster Linie aufgrund der vielen aufgrund der Pandemie notwendigen Absagen von Aktivitäten. Als die Vereinsaktivitäten in Form von Exkursionen, Vorträgen und vielem mehr wieder aufgenommen wurden, entschied man sich für die modernere Form eines E-Mail-Newsletters. Doch da Newsletter und Veranstaltungsarchiv auf der ZooBot-Homepage mit knapper Information auskommen müssen und die mündliche Zusammenfassung des Vereinsjahres auf der Generalversammlung auch nur kurz ausfällt, soll nun mit jedem Band der Acta ZooBot Austria ein etwas ausführlicherer Jahresbericht erscheinen, um die vielfältigen Aktivitäten der Gesellschaft darzustellen.

Wir wünschen viel Freude bei der Lektüre des Jahresberichts und vor allem an der Teilnahme bei zukünftigen Veranstaltungen!

Das Vereinsjahr

Neue Homepage der ZooBot und andere neue Medien

Homepage

Einer der größten Meilensteine der ZooBot im Jahr 2022 war der Launch einer neuen Homepage, die nun unter eigenem Namen <https://www.zoobot.org> einfach zu finden, schlank und verständlich ist. Hier finden sich die wichtigsten Infos zur Gesellschaft, ihrer Geschichte und Projekte sowie ein ständig aktualisierter Veranstaltungskalender und ein Veranstaltungsarchiv.

Newsletter

Eine der großen Neuerungen ist die Umstellung der Informationen für Mitglieder und Interessent:innen auf einen digitalen Newsletter, der ein- bis zweimal monatlich via Mail erscheint. Mitglieder erhalten den Newsletter bis auf Widerruf automatisch, Interessent:in-

nen können sich für eine Kurzvariante auf der Homepage anmelden. Hier profitieren Mitglieder jedoch stark, da im Mitglieder-Newsletter nicht nur ZooBot-Veranstaltungen selbst angekündigt werden, sondern es auch viele Tipps anderer Organisationen gibt, etwa zu Veranstaltungen, Ausschreibungen von Projekten oder Preisen etc. Frühere Newsletter können im Newsletter-Archiv (<https://www.zoobot.org/newsletter/>) eingesehen werden.

Soziale Medien

Neben der Homepage dient eine Facebook-Seite der ZooBot schon lange für Ankündigungen. Nun wird auch zeitgemäß ein Instagram-Account optisch ansprechend gemeinsam mit Facebook bespielt sowie Aufzeichnungen von digitalen Veranstaltungen bzw. solcher in Hybridform auf einem YouTube-Account veröffentlicht. Das Feedback ist gewaltig und viele hundert Menschen sehen regelmäßig ZooBot-Veranstaltungsankündigungen und mehr. Außerdem verbindet sich die ZooBot hier schnell und einfach mit befreundeten Organisationen und wir unterstützen uns gegenseitig.

Folgen Sie uns gerne auf unseren Kanälen:

Facebook: <https://www.facebook.com/ZoobotOesterreich/>

Instagram: https://www.instagram.com/zoobot_oesterreich/

YouTube: <https://www.youtube.com/@zoobot>

(keine Registrierung nötig zum Ansehen der Videos)

Folder

Die vielen Neuerungen machten letztlich auch einen neuen ZooBot-Folder notwendig. Dieses kurzgefasste Informationsblatt im Design der Homepage steht zum Download bereit: <https://www.zoobot.org/ueber-uns/>

Haben Sie die Möglichkeit, ZooBot-Folder an einem öffentlichen Ort auszulegen oder auszuteilen? Wir senden Ihnen gerne einige Exemplare zu! Bitte melden Sie sich diesbezüglich unter info@zoobot.org.

Jours fixes

Für Austausch und Planung finden regelmäßig sog. „Jours fixes“ via Zoom statt, hierbei treffen sich Vorstand, Wissenschaftlicher Beirat (ab hier WB genannt) und Redaktion, also insgesamt bis zu 43 Personen (vollständige Liste s. Appendix A) online. Solche Treffen fanden im Jahr 2022 neunmal statt und befassten sich u. a. mit folgenden Themen: Umstellung der Acta ZooBot Austria auf Open Access, e-access mit Möglichkeit eines Abonnements von Print-Exemplaren (für Mitglieder zum Vorzugspreis), Mission Statement der ZooBot für die neue Homepage, Inhalte der neuen Homepage generell, Schreiben an den Landeshauptmann Oberösterreichs Thomas Stelzer bezüglich des Biozentrums Linz, Ideen zu einem Biodiversitätssymposium, Partnerschaft mit der FH Kärnten bezüglich des Fortbildungs-Lehrgangs „eTaxonomist“, Stellungnahme auf der Homepage zu ehemaligen Mitgliedern mit NS-Hintergrund. Der letzte Punkt zeigte klar den Bedarf einer gründlichen historischen Aufarbeitung der ZooBot auf. Mit dem Jour fixe im Dezember zur Einrichtung einer ZooBot-Sektion „Geschichte“ wurden die Weichen hierzu gestellt (siehe Punkt „ZooBot-Sektion Geschichte“).

Vorstandsbeschlüsse

Den meisten Vorstandsbeschlüssen ging eine weitgefasste Diskussion unter Einbeziehung des WBs in einem Jour fixe voraus, weshalb es nicht verwunderlich ist, dass die Themen einander ähneln:

Zeitraum	Vorstandsbeschluss
Januar 2022	Offener Brief an Landeshauptmann Stelzer bezüglich des Biologiezentrums in Linz - gemeinsam verfasst und abgestimmt
Mai 2022	ZooBot unterzeichnet nach Vorstandsbeschluss einen gemeinsamen Appell an Landwirtschaftsminister Totschnig (zusammen mit 51 anderen Organisationen) bzgl. naturverträglicher Landwirtschaft und Ernährungssicherheit: https://www.ots.at/presseaussendung/OTS_20220518_OTS0037/52-organisationen-an-landwirtschaftsminister-totschnig-wir-brauchen-eine-neue-agrarpolitik-anhang
Juli 2022	ZooBot unterstützt nach Vorstandsbeschluss einen Appell an BM Totschnig, BM Gewessler und BM Rauch bzgl. Nachbesserung des Verordnungsentwurfs der EU-Kommission für eine nachhaltige Nutzung von Pestiziden: https://www.global2000.at/presse/im-interesse-von-umwelt-gesundheit-und-landwirtschaft
August 2022	ZooBot stimmt Partnerschaft mit FH Kärnten und ÖKOTEAM für FH-(Weiterbildungs-) Lehrgang „eTaxonomist“ zu und wird als offizieller Partner aufscheinen https://www.fh-kaernten.at/weiterbildung/engineering-it/etaxonomist
Oktober 2022	ZooBot beendet Kooperation mit dem Verein zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse mit 1.11.22
	Unterzeichnung des Memorandum of Understanding „Netzwerk der Biodiversität in Österreich“ https://www.biodiversityaustria.at/netzwerk/mou/
Dezember 2022	Vorstandsbeschluss: Gründung “ZooBot Sektion Geschichte” mit Sektions-Sprecher Dr. Michael Kiehn

Generalversammlung

Wie in den Statuten der Gesellschaft festgelegt, fand die jährliche ordentliche Generalversammlung am 4. April 2022 statt, das Protokoll hierzu wurde den Mitgliedern via Mail zugesandt. Neben der Feststellung der Beschlussfähigkeit, der Genehmigung der Tagesordnung sowie der Entlastung des Vorstandes gab es keine Abstimmungen.

Aus der ZooBot-Redaktion

Aktuelle Entwicklungen der Acta ZooBot Austria

Mit Band 158 (2022) hat die Acta ZooBot Austria auf Open Access-Erscheinung umgestellt. Gedruckte Bände werden nur noch an ausgesuchte Referenzbibliotheken und im Rahmen eines Abonnements (für Mitglieder vergünstigt) verschickt, alle anderen Mitglieder erhalten nach Erscheinen die digitale Version der Zeitschrift. Diese ist auch so-

fort auf der Plattform ZOBODAT und in Zukunft auch auf der Homepage der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft abrufbar: https://www.zobodat.at/publikation_series.php?id=146

Auch Band 159 (2023), mit einem Schwerpunkt auf „Aulandschaften und Feuchtgebiete – gefährdete Biodiversitätshotspots“, erscheint in diesem Modus. Darüber hinaus gab es auch personelle Erweiterungen bzw. Änderungen. Als Editoren der Acta begrüßen wir Josef Dalla Via und Helmut Sattmann; Rudolf Maier und Benjamin Seaman bleiben in der Redaktion tätig. Auch das Editorial Board setzt sich neu zusammen – die Besetzung kann im Appendix A nachgelesen werden. Zu beachten: Für die Acta wurden auch neue und ausführlichere „Hinweise für Autor:innen“ in deutscher und englischer Sprache erstellt.

Schriften des Vereins zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse 156–157

Nach dem Schriftenband von 2019 erschien 2022 nach einigen Verzögerungen der Band 156–157 als Doppelband. In diesem Band sind 2 von Kurt Chytil aufwändig recherchierte Arbeiten über Paul Pfurtscheller, dem Herausgeber zoologischer Wandtafeln, außerdem 2 Exkursionsberichte, die Ehrung von Prof. Nopp zum 80. Geburtstag und 4 Nachrufe (Schaller, Sänger, zwei für Kusel-Fetzmann) enthalten. Auch die Schriften wurden Open Access veröffentlicht und finden sich auf der Plattform ZOBODAT: https://www.zobodat.at/publikation_volumes.php?id=70004

Aus der Bibliothek

Nach dem aufwändigen Umzug der gesamten Bibliothek im Juni 2021 vom alten Standort Althanstraße 14, 1090 Wien, in den neuen Standort University of Vienna Biology Building (UBB) am Djerassiplatz 1, 1030 Wien, ist heuer ruhigerer Bibliotheksalltag eingeleitet. Die Bibliothek der ZooBot befindet sich hier wieder in den Räumlichkeiten der Fachbereichsbibliothek (FB) Biologie und Botanik (Magazin) und ist zu den Öffnungszeiten jener frei begehbar. Ausleihe wird durch die Bibliothekar:innen der FB vorgenommen und ist Mitgliedern sowie u:card-Inhaber:innen möglich. Nacharbeiten des Umzugs wie beispielsweise Neusortierungen einzelner Abschnitte, die erst durch den Umzug in Räumlichkeiten mit mehr Platz ermöglicht wurden, finden zurzeit noch statt und werden die Gesellschaft wohl noch länger beschäftigen. Der Bestand der ZooBot-Bibliothek hat sich im Jahr 2022 um etwa 420 Zeitschriften-Ausgaben und Monografien erweitert. Eine kleine Auswahl neuer Stücke wird monatlich in der Auslage präsentiert (Rückwand im Lesesaal der Fachbereichsbibliothek, rechtes Regal). Sie sind herzlich zur Ausleihe oder zum bloßen Schmökern eingeladen!

Da die Acta ZooBot Austria seit 2022 erfreulicherweise Open Access gegangen ist, können wir nun auch unseren weltweiten Tauschpartnern eine digitale Variante der Zeitschrift zukommen lassen. Diese Entwicklung wurde von vielen Seiten, auch von vielen Tauschpartnern begrüßt, weiters spart sie große Kosten für Druck und weltweiten Versand. 90 sorgfältig ausgewählte Tauschpartner erhalten weiterhin Print-Exemplare der Acta, 185 erhalten sie digital. An den Zusendungen der Tauschpartner wiederum hat sich nach dieser Umstellung kaum etwas geändert: Fast alle Tauschpartner lassen unserer Bibliothek weiterhin Print-Exemplare ihrer Veröffentlichungen zukommen, sodass unser Angebot an Druckwerken weiterwächst.

Veranstaltungen

Mit Fug und Recht darf man feststellen, dass die Gesellschaft 2022 recht rührig war: Insgesamt 37 Veranstaltungen zählte das Programm und es war vielseitig wie die Natur selbst: Exkursionen, digitale Vorträge, Hybrid-Vorträge sowie solche, die reine Präsenzveranstaltungen waren, Beteiligung an zwei Lehrveranstaltungen, eigens veranstaltete Symposien und Teilnahme an solchen, Intensivkurse TaxSyst Summerschools und die bereits traditionell veranstalteten Kurse zur Botanische Illustration prägten das Programm.

Alle Veranstaltungen, die im Jahr 2022 stattgefunden haben, finden sich im Appendix B sowie im Veranstaltungsarchiv auf unserer Homepage: <https://www.zoobot.org/veranstaltungsarchiv/>

Zu einzelnen Veranstaltungen finden Sie im Veranstaltungsarchiv außerdem bereits veröffentlichte Berichte zu unseren Aktivitäten.

Ausgewählte Veranstaltungen, insbesondere Großveranstaltungen mit Kooperationen, möchten wir im Folgenden ausführlicher vorstellen.

Lehrveranstaltungen der Universität Wien: Biodiversität im Spannungsfeld von Natur- und Umweltschutz (SoSe 2022) & Biologische Forschung in Österreich (WiSe 2022/23), Exkursionen, ZooBot-Vortragsreihen

2022 fand sowohl im Sommersemester als auch im Wintersemester wieder ein Seminar an der Universität Wien statt, das von Harald Krenn und Barbara-Amina Gereben-Krenn zusammen mit der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft angeboten wurde. Der Titel der Lehrveranstaltung für das Bachelorstudium Biologie und Lehramtsstudium Biologie & Umweltkunde war im Sommersemester 2022 „Biodiversität im Spannungsfeld von Natur- und Umweltschutz“. An aktuellen Beispielen wie Windkraft und Vogelschutz oder Pumpspeicherkraftwerken wurde diskutiert, wie schwierig es ist, Naturschutz mit Umweltschutz bzw. Lösung der drängenden Klimaprobleme zu verbinden. Im laufenden Wintersemester 2022/23 stellen die Vorträge des Seminars „Biologische Forschung in Österreich“ aktuelle wissenschaftliche Arbeiten in Populationsgenetik, Botanik, Bestäubungsbiologie, Limnologie, Evolutionsbiologie und Zoologie vor. Für beide Seminare konnten eine Reihe von Expert:innen (viele auch Mitglieder der ZooBot) gewonnen werden, die ausgezeichnete Vorträge hielten. In beiden Semestern war der Zuspruch durch die Studierenden sehr gut, und auf diese Weise konnte auch die Gesellschaft vorgestellt werden. Die Veranstaltungen, die im UBB Djerassiplatz 1, 1030 Wien stattfanden, waren als Hybrid-Veranstaltungen eingerichtet und konnten auch online besucht werden; eine Möglichkeit, die von vielen ZooBot-Mitgliedern genutzt wurde. Erfreulicherweise konnten wir so auch ein weit gefächertes Publikum erreichen: Neben Studierenden der Uni Wien und unseren Mitgliedern meldeten sich für die Vorträge auch Vertreter:innen von Nationalparks und Biosphärenparks, Angestellte der Länder und verschiedenen Universitäten sowie dort Studierende, Mitarbeiter:innen von verschiedenen Umweltschutz-Organisationen, Landschaftsplanungsbüros, der naturhistorischen Museen sowie Biolog:innen, Umweltpädagog:innen und viele mehr an. Mit zwischen 40 und 80 Teilnehmer:innen waren die Vorträge sehr erfolgreich. An dieser Stelle danken wir nochmals allen Vortragenden herzlichst für die interessanten und hochwertigen Beiträge, die ausführlich diskutiert und sehr positiv aufgenommen wurden!

Lose an die Vortragsreihe anknüpfend fanden 2022 auch zwei Ganztags-Exkursionen statt, die wie geplant Studierende und auch Mitglieder angesprochen haben: Am 7. Mai 2022 wanderten Roland Albert und Harald Krenn mit mehr als 40 Teilnehmer:innen im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel von Apetlon zur Langen Lacke und zurück. Die Anwesenden genossen somit eine interdisziplinäre Exkursion mit Schwerpunkt auf Frühlingsblühern auf der Hutweide sowie Ornithologie. Die Exkursion wird in besonders liebevoller Erinnerung bleiben, denn es war die letzte ZooBot-Exkursion für Roland Albert vor seinem Tod im August 2022.

Am 24. September 2023 führten Barbara-Amina Gereben-Krenn und Harald Krenn mehr als 20 Teilnehmer:innen im Rahmen einer Heuschrecken-Exkursion auf die Perchtoldsdorfer Heide. Besonders beliebt war diese Exkursion bei Studierenden, vor allem, weil der Bestimmungsteil kein „show and tell“ war, sondern sich alle reichlich Zeit nahmen und die Tiere mithilfe von unterschiedlichster Bestimmungsliteratur selbst identifizieren durften und auch viel fotografiert werden konnte. Eine anschließende Wanderung zur Franz-Ferdinand-Hütte auf dem Paraplui-Berg rundete das Programm gemütlich ab.

Symposium LOBAU SOLL LEBEN Wasser für die Au – Erkenntnisse & Perspektiven der Wissenschaft (27. – 28.04.2022)

Als eines der letzten großen zusammenhängenden Auegebiete Mitteleuropas und als Biodiversitätshotspot von europäischer Bedeutung, wurde die Lobau 1996 Teil des Nationalparks Donauauen. Schutz und Erhaltung dieses Lebensraumes sind in Zeiten der drohenden Klimakatastrophe und des dramatischen Verlustes an Biodiversität von besonderer nationaler und internationaler Bedeutung. Jedoch ist das „Naturjuwel Lobau“ durch verschiedene Einflüsse, allen voran anhaltender Wassermangel, höchst gefährdet.

Mehrere Vereine und Plattformen, darunter die ZooBot, organisierten im Frühjahr 2022 ein zweitägiges Symposium am Naturhistorischen Museum Wien zu diesem brisanten Thema. Am 27. und 28. April 2022 wurde von wissenschaftlicher Seite über aktuelle Daten und Erkenntnisse zur Situation der Lobau berichtet. Vortragende aus Österreich und anderen europäischen Ländern zeigten mögliche Wege auf, die aus der derzeitigen Krisensituation herausführen könnten. Das Symposium stieß bei den rund 300 Teilnehmer:innen (vor Ort bzw. über Videoübertragung) auf großes Interesse. Im Nachgang an das Symposium legten Anfang Juli Vertreter:innen des Organisationsteams bei einem persönlichen Gespräch Bürgermeister Michael Ludwig die besorgniserregende Entwicklung aus wissenschaftlicher Sicht anschaulich dar. Bürgermeister Ludwig stellte daraufhin die Einsetzung eines Arbeitskreises in Aussicht, in dem Repräsentant:innen der Initiative gemeinsam mit Vertreter:innen des Magistrats möglichst rasch Lösungen erarbeiten sollen, um die Lobau vor dem Niedergang zu bewahren.

Das Gros der Vorträge des Symposiums und der anschließenden Diskussionsrunden ist in Form von einzelnen Videos auf dem ZooBot-YouTube-Kanal anzusehen. Das volle Programm können Sie auf unserer Homepage einsehen: <https://www.zoobot.org/veranstaltung/symposium-lobau-soll-leben-hybrid/>

Ein großer Teil der Beiträge des Symposiums wird im vorliegenden Band 159 der Acta ZooBot publiziert und bietet einen guten Überblick über die Problematik und Ausblicke auf Lösungen.

Veranstalter:

- Naturhistorisches Museum Wien
- Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung
- Österreichisches Komitee IAD
- Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich
- Forum Wissenschaft & Umwelt
- Flora Austria – Verein zur Erforschung der Flora Österreichs
- Lobaumuseum – Verein für Umweltgeschichte



Abb. 1: Plakat des Lobau-symposiums (Foto: Kurt Kracher).

Kurzsymposium „Die k.k. Zoologische Station in Triest (1875–1915), ihre Bibliothek und Sammlung sowie ihr Einfluss auf die Entwicklung der Meeresbiologie in Österreich“ (3.05.2022)

Am 3. Mai 2022 fand im Haus des Meeres in Wien eine Veranstaltung der Sektion Promare der ZooBot mit dem Verein Haus des Meeres - Wissenschaft & Forschung, unter dem Titel „Die k.k. Zoologische Station in Triest (1875-1915), ihre Bibliothek und Sammlung sowie ihr Einfluss auf die Entwicklung der Meeresbiologie in Österreich“ statt.

Dieses wissenschaftshistorische Projekt ist in der ZooBot verankert und läuft bereits seit einigen Jahren mit dem Ziel, im Jahr 2025 ein Buch dazu herauszugeben: Ursprünglich als lose Arbeitsgruppe, mittlerweile als Projekt innerhalb der neu gegründeten „ZooBot-

Sektion Geschichte“. Die Vorträge bei diesem Minisymposium sind als Zwischenberichte zu verstehen. Es referierten Gerhard Aubrecht und Josef Dalla Via über die historischen Abläufe seit der Gründung der Station in Triest bis heute, Friedrich Schiemer über die Ursprünge der österreichischen Meeresbiologie, Verena Stagl über die universitäre Lehre an der Station in Triest, Manfred Walzl über die damit verbundenen Archivstudien und Jörg Ott über die österreichische Meeresbiologie nach dem zweiten Weltkrieg.

Die Veranstaltung fand im Lighthouse¹⁰ im Haus des Meeres in Wien statt, das als Lokalität den thematischen Rahmen ergänzte. Die Vorträge wurden außerdem im Livestream digital übertragen und so konnte ein internationales Publikum live teilnehmen. Wer nicht dabei sein konnte, findet die Aufzeichnungen der meisten Vorträge auf dem YouTube-Kanal der ZooBot.

Das Symposium fand reges Interesse und motivierte das Projektteam sehr bei seiner künftigen Arbeit.

Die k.k. Zoologische Station in Triest (1875-1915)

IHRE BIBLIOTHEK UND SAMMLUNG SOWIE IHR EINFLUSS AUF DIE ENTWICKLUNG DER MEERESBIOLOGIE IN ÖSTERREICH




Geschichte der k.k. Zoologischen Station in Triest und ihrer Nachfolgeeinrichtungen in Rovinj, Venedig und Chioggia

Archivstudien zur Geschichte der Zoologischen Station in Triest und ihr universitäres Umfeld in Wien

Die universitäre Lehre an der k.k. Zoologischen Station in Triest

K.k. Zoologische Station Triest und Entwicklung der österreichischen Meeresbiologie

Die österreichische Meeresbiologie nach dem 2. Weltkrieg

Referent*innen: Gerhard Aubrecht, Josef Dalla Via, Jörg Ott, Friedrich Schiemer, Verena Stagl, Manfred Walzl

— TERMIN: 03.05.2022, 15:00-17:30 UHR
ORT: HAUS DES MEERES, WIEN - VERANSTALTUNGSRAUM LIGHTHOUSE¹⁰
TEILNAHME KOSTENFREI - UM ANMELDUNG WIRD GEBETEN

Anmeldung zur virtuellen Teilnahme bis 27.04.2022 unter info.zoobot@univie.ac.at

EINE VERANSTALTUNG DER SEKTION PROMARE DER ZOOBOT GEMEINSAM MIT DEM VEREIN HAUS DES MEERES - WISSENSCHAFT & FORSCHUNG





Es gelten die aktuellen Bestimmungen zur Covid-Prävention. Die Veranstalter behalten sich die Verschiebung des Termins vor.

Abb. 2: Plakat für das Symposium zur k.u.k. Zoologischen Station in Triest (Fotos: Gerhard Aubrecht).

Pflegeeinsatz im Schutzgebiet Zeiserlberg mit anschließender Exkursion (13.08.2022)

Wie jedes Jahr fand der Pflegeeinsatz im Schutzgebiet Zeiserlberg in Kooperation mit der Gemeinde Ottenthal, der eNu (Energie- und Umweltagentur des Landes Niederösterreich) und dem Schutzgebietsbetreuer Manuel Denner statt. Die Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich ist Besitzerin von Teilen des Schutzgebietes zum Schutz insbesondere der *Crambe tartaria*. Diese Steppenroller bildende Pflanze kann nur auf Halbtrockenrasen wachsen und zeichnet den Zeiserlberg mit ihrer Population als ein besonderes Schutzgebiet in Österreich aus: Nirgendwo sonst wächst sie in Österreich. Ohne Beweidung und regelmäßige Pflegeeinsätze droht der Halbtrockenrasen zu verbuschen, womit dieser einzigartige Standort verloren gehen würde.

Mit 33 Teilnehmer:innen war dieser Termin der bisher zahlenmäßig größte Pflegeeinsatz – entsprechend hoch war der



Abb. 3: Von den Teilnehmer:innen entferntes Buschwerk, das in den Halbtrockenrasen eingewachsen war (Foto: Elisabeth Kopp).



Abb. 4: Zuerst die Arbeit: Pflegeeinsatz im Schutzgebiet Zeiserlberg mit 33 Teilnehmer:innen (Foto: Elisabeth Kopp).



Abb. 5: Dann das Vergnügen: Die Teilnehmer:innen betrachten gemeinsam mit Exkursionsleiter Manuel Denner bei der nachfolgenden Exkursion andächtig ein junges Exemplar von *Crambe tartaria*, das als an Trockenheit angepasste Steppenpflanze trotz des trockenen Sommers grün geblieben ist (Foto: Elisabeth Kopp).

Berg aus entfernten Brombeeren, Hartriegel-Gewächsen etc., die in den Halbtrockenrasen eingewachsen waren. Neben langjährigen ZooBot-Mitgliedern und Bewohner:innen der Gemeinde Ottenthal schwangen auch Studierende den Krampen und die Astschere. Anschließend stärkte man sich bei einer großzügigen Jause im Gemeindezentrum, für die wir uns ganz besonders bedanken möchten!

Traditionell hatte der Pflegeinsatz am Zeiserlberg in der kühlen Jahreszeit stattgefunden, seit zwei Jahren jedoch im Spätsommer nach der empfindlichen frühen Vegetations- und Brutzeit. Dies ist wegen der höheren Temperaturen körperlich zwar eine Herausforderung für die Teilnehmer:innen, hat aber den Vorteil, dass nach der Mit-



Abb. 6: Exkursionsleiter Harald Krenn mit Steppenroller der *Crambe tartaria* (Foto: Elisabeth Kopp).

tagspause eine Exkursion angeschlossen werden kann. Heuer wurde die entomologische Exkursion von Manuel und Franziska Denner sowie von Harald Krenn geleitet. Ein Highlight hierbei war das Aufschwimmen von Kot der dort zur Beweidung eingesetzten Schafe, was die reiche Dungkäfer-Fauna offenbarte.

Neben dem Wissen, dass in Österreich ausschließlich am Zeiserlberg die *Crambe tartaria* blüht, hat uns die entomologische Exkursion noch mehr motiviert, den Lebensraum Halbtrockenrasen am Zeiserlberg zu erhalten.

Danke an die Referent:innen, die Gemeinde Ottenthal und die eNu! Wir freuen uns schon auf nächstes Jahr!

7. Nationalparks Austria Forschungssymposium: Schutzgebiete begegnen der Biodiversitätskrise (07. – 09.09.2022)

Die ZooBot wurde als Verfechterin der Bedeutung der Biodiversitätsforschung von „Nationalparks Austria“ eingeladen, beim 7. Nationalparks Austria Forschungssymposium, das vom 07.–09.09.2022 im Uni Campus Altes AKH in Wien stattfand, eine Session zu hosten. Diesem Ruf folgten wir sehr gerne, war doch der letzte Band der Acta ZooBot Austria (Band 158) dem Thema „Schutzgebiete und Biodiversität: Forschungsfelder und politischer Handlungsbedarf“ gewidmet. Dementsprechend war der Titel der ZooBot-Session zum Thema „Impulses to promote Biodiversity Research in Protected Areas“. Das aus 5 Vorträgen bestehende ZooBot-Programm unterstrich die Notwendigkeit von Biodiversitätsforschung und die Dringlichkeit politischen Handelns, einerseits anhand sehr deutlicher und eindrucksvoller Beispiele, andererseits anhand von sauber zusammengestellten allgemeinen Problemstellungen und aktuellen Rahmenbedingungen (Liste der Vorträge s. Appendix B). Auch über Maßnahmen und Lösungsansätze wurde gesprochen – der ZooBot ist es ein dringendes Anliegen, Teil der Lösung zu sein, daher durften an dieser Stelle auch die TaxSyst Summerschools präsentiert werden, die als Intensivkurse zur Artenkenntnis mit Fokus auf in der Forschung vernachlässigter Taxa helfen sollen, Probleme zu identifizieren und zu lösen.

Zur weiteren Nachlese wird durch die Veranstalter des Symposiums ein Tagungsband mit den Abstracts der gehaltenen Vorträge veröffentlicht werden. Die ZooBot bedankt sich herzlich bei Nationalparks Austria für die Einladung zum Symposium und bei der Universität Wien für die professionelle Organisation. Dank ergeht insbesondere an die Zuhörer:innen für ihr Interesse und die sehr guten Diskussionen im Saal.

Thementag „Insekten unter, am und über Wasser“ im Haus des Meeres (20.10.2022)

Nach dem bereits gut besuchten Thementag 2021 („Urzeitkrebse“), den die ZooBot als Kooperationspartner mit dem Verein „Haus des Meeres – Wissenschaft & Forschung“ abhalten durfte, wurde 2022 die gemeinsame Erfolgsserie Wasser-Leben mit dem Thementag „Insekten unter, am und über Wasser“ fortgesetzt. Die Thementage zeichnen sich durch die Art der Vorträge aus, die populärwissenschaftlich im besten Wortsinn sind. Wissenschaftliches Arbeiten und wissenschaftliche Inhalte werden von Fachleuten kurzweilig vermittelt. All dies in gemütlicher Atmosphäre im Haus des Meeres im Veranstaltungsraum „Lighthouse“¹⁰⁴, mit Musik und Getränken in der Pause.

Beim zweiten Thementag berichteten die sechs Referent:innen von allerhand verblüffenden Fakten und Kuriositäten aus der vielfältigen Welt der Wasserinsekten. Diesmal waren alle 120 Plätze im „Lighthouse“¹⁰ „ausgebucht! Eine schönere Rückmeldung können wir uns kaum wünschen.

TaxSyst Summerschools –

Nematoda 01. – 05.08.22 in Wien und 29.08. – 02.09.22 in Salzburg

Während es zu einzelnen prominenten Tier-, Pflanzen- und Pilztaxa viele Expert:innen und dementsprechend auch Forschung gibt, werden doch im deutschsprachigen Raum oder auch generell viele Taxa wenig beachtet und dementsprechend schlecht erforscht. Bei Kartierungen werden daher Indikatorarten übersehen oder aus Unkenntnis derer Bedeutung nicht erfasst, gefährdete Arten ebenso wie solche, die gute Indikatorspezies wären. Mit den einwöchigen Intensivkursen „TaxSyst Summerschools“ schafft die ZooBot ganz gezielt die Möglichkeit für Studierende, Biolog:innen und Interessierte, den Einstieg jeweils zu einer bestimmten taxonomischen Gruppe zu finden, die Artenkenntnis zu erweitern, Literatur und Methoden kennenzulernen, Kontakte zur entsprechend kleinen Szene zu knüpfen und somit auch Perspektiven für weitere Forschung zu schaffen. Die Kurse bestehen aus Vorlesungsteilen, viel Arbeit an Mikroskopen und Binokularen, aber auch Exkursionen und Aufsammlungen.

2022 war für die ZooBot in Hinsicht auf die TaxSyst Summerschools das Jahr der Fadenwürmer. Gleich in zwei Kursen wurde geballtes Wissen zu dieser in Europa wenig erforschten Tiergruppe vermittelt. Der erste Kurs fand vom 01.–05.08.2022 in Räumlichkeiten



Abb. 7: Plakat für den TaxSyst Summerschool Nematodenkurs in Wien (Fotos: Jörg Ott, Friedrich Schiemer).

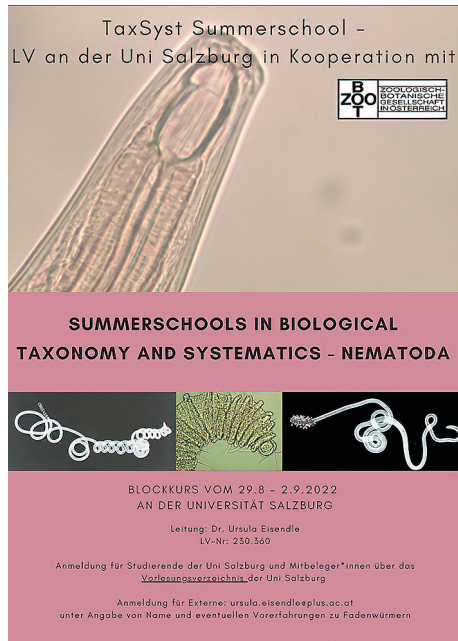


Abb. 8: Plakat für den TaxSyst Summerschool Nematodenkurs in Salzburg (Fotos: Ursula Eiseudle, Jörg Ott, Friedrich Schiemer).

der Uni Wien statt. Hierfür half die ZooBot gezielt eine Gastprofessur für Prof. Walter Traunspurger zu vermitteln, der an der Universität Bielefeld an Nematoden forscht und einer der führenden Experten auf dem Gebiet ist. Auch an der Uni Salzburg konnte die ZooBot mit Dr. Ursula Eisendle eine Expertin gewinnen, eine der wenigen Nematologinnen in Österreich. Der Kurs an der Uni Salzburg fand vom 29.08.22 – 02.09.22 statt. Die beiden Kurse unterschieden sich thematisch etwas, sodass Teilnehmer:innen die Möglichkeit hatten, mit dem richtigen Maß aus Wiederholung und spannenden neuen Themen möglichst tief in die Welt der Nematoden einzutauchen.

Wir freuen uns, den zu Unrecht vernachlässigten Fadenwürmern eine solche Bühne geboten zu haben und hoffen, den einen oder anderen für die Arbeit an dieser spannenden Tiergruppe gewonnen zu haben!

Stammtisch

Nachdem der von Andreas Wanninger ins Leben gerufene „Zoologen-Stammtisch“ sich großer Beliebtheit erfreut hatte, doch mit der Covid-19-Pandemie leider sein Ende fand, kam die Idee auf, ihn als „ZooBot-Stammtisch“ wiederaufleben zu lassen. Daher lud die ZooBot – natürlich mit Zustimmung von Andreas Wanninger – zu einem Stammtisch ein. Mitglieder wie Nicht-Mitglieder, Interessierte, Studierende, Professor:innen im aktiven Dienst wie auch emeritierte und überhaupt jede:r war eingeladen, gemütlich im Gasthaus zu sitzen, bekannte Gesichter wiederzusehen und neue kennenzulernen. Die Kapazitäten des Gasthauses haben wir bei den beiden 2022 stattgefundenen Terminen gut ausgeschöpft und die ZooBot freut sich, Menschen unterschiedlichen Hintergrundes und jeden Alters dort versammelt zu haben. Stammtische wird es daher in Zukunft häufiger geben und auch für andere Regionen in Österreich sind diese in Planung.

„ZooBot-Sektion Geschichte“

Gründung

Schon einige Jahre arbeiteten interessierte Mitglieder der ZooBot freiwillig und selbstorganisiert, teils als Arbeitsgruppe, teils als Einzelpersonen, an unterschiedlichen Projekten, die sich im weiten Feld der Wissenschaftsgeschichte bewegen. Auch von vielen Plänen für zukünftige Projekte war und ist immer wieder die Rede.

Jetzt ermöglichen die 2021 neu beschlossenen Statuten der ZooBot die Gründung von Sektionen, um eben solchen Themenfeldern eine Organisationsform und Struktur zu geben.

Die schon lange erkennbare dringende Notwendigkeit gerade einer ZooBot-Sektion Geschichte wurde gegen Jahresende in die Tat umgesetzt. Nach einem ausführlichen virtuellen Organisations-Treffen, bei dem die Struktur der Sektion geplant wurde, wurde ein Vorstandsbeschluss zu deren Gründung gefasst. Als Sektionssprecher wurde ao. Univ.-Prof. Dr. Michael Kiehn benannt.

Die Sektion umfasst thematisch mannigfaltige Projekte, jedes Projekt hat eine:n Projektkoordinator:in als Ansprechperson für den Vorstand, aber auch für Interessierte und Externe. Somit soll eine selbstständige Organisation der Zusammenarbeit gegeben sein und der Überblick über aktuelle Entwicklungen gewahrt sein.

Die Themen der Projekte beschäftigen sich neben der eigentlichen Geschichte der ZooBot u. a. mit der Geschichte österreichischer Naturwissenschaften, von (österreichischen) Wissenschaftler:innen und von Institutionen. Da es sich beim Gros der Involvierten nicht um Historiker:innen handelt, herrscht Einigkeit darüber, dass bei bestimmten Themen das Hinzuziehen von Fachleuten unumgänglich ist.

Projekte

Welche Projekte es gibt und ob an Ihnen ganz aktuell gearbeitet wird bzw. ob sie ruhen, ist freilich ständig im Fluss. Auch ist die Gründung der Sektion noch sehr frisch. Daher bittet die ZooBot um Verständnis, dass an dieser Stelle noch keine Projektvorstellungen stattfinden können. Es ist jedoch eine Vorstellung der (aktiven) Projekte für die Mitglieder in Planung, ebenso sollen Wege gesucht werden, Mitgliedern und Interessierten die Mitarbeit an den verschiedenen Projekten zu ermöglichen. Über Aktivitäten der Projektgruppe „Geschichte der k.k.-zoologischen Station in Triest“ können Sie im Abschnitt „Veranstaltungen“ nachlesen.

In Memoriam

*Man lebt zweimal:
das erste Mal in der Wirklichkeit,
das zweite Mal in der Erinnerung.*

(Honoré de Balzac)



Abb. 9: Hanno Richter (Foto: Ingeborg Sperl).



Abb. 10: Roland Albert und Georg Grabherr (Foto: Friedrich Schiemer)

Mehrfach haben uns 2022 traurige Mitteilungen erreicht. Die ZooBot gedenkt jener, die uns 2022 für immer verlassen haben. Wir gedenken ihrem unermüdlichen Einsatz in der Erforschung und dem Schutz der Natur, ihrer Wertschätzung von Pflanze, Tier und Pilz, ihrem einzigartigen Charakter, Humor und Ernst, ihrer Lehre, die in Köpfen und Herzen bleibt, ihrem Einsatz in Wissenschaft und in unserer Gesellschaft.

Wir vermissen schmerzlich:

Hanno Richter, 31.03.1939–22.09.2022. Langjähriges und sehr aktives Vorstandsmitglied der ZooBot.

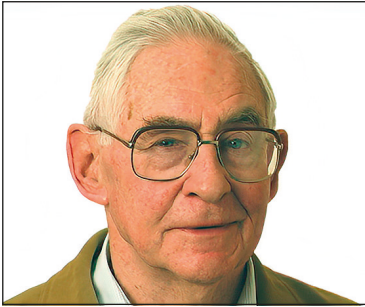


Abb. 11: Erich Thenius (Foto: Rudolf Gold, Fritz Steininger)

Roland Albert, 27.09.1945–11.08.2022. Leidenschaftlicher Exkursionsveranstalter für die ZooBot und den Verein zur Verbreitung wissenschaftlicher Kenntnisse, dort außerdem sehr aktives Vorstandsmitglied.

Georg Grabherr, 30.04.1946–25.10.2022. Ehrenmitglied der ZooBot.

Erich Thenius, 26.12.1924–29.12.2022. Mäzen der ZooBot und des Vereins zur Verbreitung Naturwissenschaftlicher Kenntnisse, dort jahrelang rühriges Vorstandsmitglied.

Danksagung

Der Vorstand bedankt sich beim wissenschaftlichen Beirat für viele, viele ehrenamtliche Stunden der Organisation, Planung und Beratung! Ebenso ergeht Dank an alle Vorgänger:innen der letzten Jahre, die einen behutsamen Übergang Hand in Hand ermöglicht haben und hierin viel Zeit investiert haben und teils noch immer mit Rat und Tat zur Seite stehen!

Außerdem möchten wir uns bei allen ehrenamtlichen Referent:innen für das Abhalten von Exkursionen, Vorträgen und Kursen bedanken! Insbesondere ergeht auch Dank an das Ehepaar Harald Krenn und Barbara-Amina Gereben-Krenn, die 2022 gemeinsam ein Vortragsprogramm mit nicht weniger als 10 Vorträgen und 3 Exkursionen zusätzlich zu unseren anderen Aktivitäten organisiert haben. Wir bedanken uns außerdem bei allen Kooperationspartner:innen, mit denen wir gemeinsame Aktionen abgehalten haben und/oder planen! Es macht uns große Freude, gemeinsam kreativ und produktiv zu arbeiten! Danke auch an all jene, die uns Fotos zur Verfügung gestellt haben, die sich auf der Homepage, aber auch in unseren sozialen Medien wiederfinden, diese sind von unschätzbarem Wert für uns!

Zusammenzurechnen wie viele ehrenamtliche Stunden zusätzlich zu den Arbeitsstunden unserer Teilzeit-Angestellten geleistet wurden, um die Aktivitäten der ZooBot in Form von Veranstaltungen, Publikationen und mehr im Jahre 2022 reibungslos zu organisieren, ist wohl unmöglich.

Nicht zuletzt und ganz besonders bedankt sich die ZooBot aber bei allen Mitgliedern: Ohne Sie, liebes Mitglied, wäre die Arbeit unserer Gesellschaft nicht möglich. Mit Ihrem Jahresbeitrag unterstützen Sie uns maßgeblich in unserem gemeinsamen Streben, Naturschutz, Forschung und Wissensvermittlung durchzuführen und zu fördern. Darüber hinaus: Mit Ihrer Teilnahme an unseren Aktivitäten bestärken Sie die Gesellschaft in ihrem Tun. Wir bedanken uns herzlich dafür und hoffen, einander recht bald im Rahmen einer spannenden Veranstaltung oder auch gemütlich bei unserem Stammtisch zu sehen!

Appendix

A: Team der ZooBot 2022

Vorstand

Präsidentin	Priv. Doz. ⁱⁿ Dr. ⁱⁿ Elisabeth Haring
Vizepräsidenten	Dr. Gerhard Aubrecht a.o. Univ.-Prof. Dr. Michael Kiehn
Schriftführer	Univ.-Prof. Mag. Dr. Harald Krenn
Stv. Schriftführer	Assoz. Prof. Mag. Dr. Andreas Tribsch
Rechnungsführer	Maximilian Petrasko, BSc
Stv. Rechnungsführer	Univ.-Prof. Dr. Helmuth Sieghardt
Referenten Redaktion	Univ.-Prof. Dr. Rudolf Maier Dr. Helmut Sattmann
Referent Bibliothek	Hofrat Mag. Friedrich Gusenleitner
Vorstandsmitglieder ohne Funktion	Assoz. Prof. Mag. Dr. Franz Essl Assoz. Prof. ⁱⁿ DI ⁱⁿ Dr. ⁱⁿ Ursula Nopp-Mayr Univ.-Prof. Mag. Dr. Gabriel Singer Univ.-Prof. Mag. Dr. Christian Sturmbauer

Wissenschaftlicher Beirat

Assoz. Prof.ⁱⁿ Dr.ⁱⁿ Sabine Agatha
Univ.-Prof. Dr. Stefan Dötterl
Mag. Dr. Anton Drescher
Univ.-Prof.ⁱⁿ Dr.ⁱⁿ Brigitta Erschbamer
Dr.ⁱⁿ Barbara-Amina Gereben-Krenn
Univ.-Prof. Dr. Michael Götzinger
ao. Univ.-Prof.ⁱⁿ Mag.^a Dr.ⁱⁿ Irmgard Greilhuber
Univ.-Prof. Mag. Dr. Christian Griebler
Univ.-Prof. Dr. Alois Herzig
Mag. Dr. Christian Komposch
Priv. Doz. Dr. Matthias Kropf
Dr. Robert Lindner
Univ.-Prof.ⁱⁿ Dr.ⁱⁿ Andrea Möller
Mag. Dr. Johann Neumayer
Univ.-Prof. Dr. Jörg Ott
emer. o. Univ.-Prof. Dr. Hannes Paulus
DI Dr. Martin Pfosser
Univ.-Prof.ⁱⁿ Dr.ⁱⁿ Birgit Schlick-Steiner
Mag.^a Ruth Swoboda
Univ.-Prof. Dr. Roman Türk
Univ.-Prof. Dr. Manfred Walzl
Univ.-Prof. Dr. Andreas Wanninger
Dr. Christian Wieser
Mag. Dr. Helmut Zwander

Rechnungsprüfer:innen

Priv. Doz. Dr. Alexander Franz
Mag.^a Ursula Fraunschiel

Redaktions-Mitarbeiter

Mag. Benjamin Seaman
Dr. Josef Dalla Via

Editorial Board

Sanja Baric (Bozen, Italien), Siegmart Bortenschlager (Innsbruck, Österreich), Manfred Fischer (Wien, Österreich), Elisabeth Haring (Wien, Österreich), Alois Herzig (Wien, Österreich), Michael Kiehn (Wien, Österreich), Jörg Ott (Wien, Österreich), Martina Podnar (Zagreb, Kroatien), Friedrich Schiemer (Wien, Österreich), Thomas Stützel (Bochum, Deutschland), Bernd Sures (Essen, Deutschland), Roman Türk (Salzburg, Österreich), Johann Waringer (Wien, Österreich), Harald Zechmeister (Wien, Österreich)

Geschäftsführung

Elisabeth Kopp MSc

B: Veranstaltungen der ZooBot 2022

Datum	Veranstaltung
17.01.2022	Zoom-Vortrag von Werner Holzinger und Christian Komposch: Biolog:innen im fachlichen Naturschutz – 10 Wünsche an AbsolventInnen; Anforderungsprofil, Aufgaben und Arbeitsmöglichkeiten in Planungsbüros (gemeinsam mit Universität Innsbruck, ÖKOTEAM und Universität Graz)
10.02.2022	Zoom-Vortrag von Johann Neumayer: Citizen Science als win/win Projekt? Chancen und Grenzen faunistischer Datenerfassung mittels Citizen Science anhand eines Hummelprojekts
01.03.2022	Zoom-Vortrag von Hannes Paulus: Evolution, Leben und Diversität der Wildbienen
05. - 06.03.2022	Kurs: Botanische Illustration im Botanischen Garten Wien Kursleitung: Margareta Pertl
12.-13.03.2022	Kurs: Botanische Illustration im Botanischen Garten Wien Kursleitung: Margareta Pertl
15.03.2022	Zoom-Vortrag von Michael Jungmeier: Neue Berufsfelder, Funktionen und Ausbildungslandschaften für Biolog:innen
23.03.2022	Hybrid-Vortrag von Christian Komposch & Andreas Tribsch: Koralm – Naturschutz vs. Kraftwerksbau – Evolutionsbiologische Besonderheiten der Region (ZooBot-Vortrag im Rahmen der Lehrveranstaltung „Biodiversität im Spannungsfeld von Natur- und Umweltschutz“ an der Universität Wien)
26.-27.03.2022	Kurs: Botanische Illustration im Botanischen Garten Wien Kursleitung: Margareta Pertl
06.04.2022	Hybrid-Vortrag von Wolfram Graf: Heimische Fließgewässer: Biodiversitätsverlust & Nutzung (ZooBot-Vortrag im Rahmen der Lehrveranstaltung „Biodiversität im Spannungsfeld von Natur- und Umweltschutz“ an der Universität Wien)
27.04.2022	Hybrid-Vortrag von Bernhard Kohler: Salzlacken im Seewinkel – sterbende Lebensräume? (ZooBot-Vortrag im Rahmen der Lehrveranstaltung „Biodiversität im Spannungsfeld von Natur- und Umweltschutz“ an der Universität Wien)
27.–28.04.2022	Symposium LOBAU SOLL LEBEN Wasser für die Au – Erkenntnisse & Perspektiven der Wissenschaft Hybridveranstaltung im Naturhistorischen Museum Wien, Co-Veranstalter s. o. (Veranstaltungen)
06.05.2022	Kurzsymposium „Die k.k. zoologische Station in Triest (1875-1915) – Ihre Bibliothek und Sammlung sowie ihr Einfluss auf die Entwicklung der Meeresbiologie in Österreich“ Hybridveranstaltung im Haus des Meeres Wien, Veranstaltung der ZooBot-Sektion ProMare und dem Verein „Haus des Meeres – Wissenschaft und Forschung“
07.05.2022	Exkursion von Roland Albert und Harald Krenn: Frühlingsblüher und Vögel an der Langen Lacke (gemeinsam mit dem Verein zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse)

Datum	Veranstaltung
11.05.2022	Hybrid-Vortrag von Matthias Schmidt: Windkraftanlagen – Bedrohung für Vögel? (ZooBot-Vortrag im Rahmen der Lehrveranstaltung „Biodiversität im Spannungsfeld von Natur- und Umweltschutz“ an der Universität Wien)
13.05.2022	Hummel-Bestimmungskurs (gemeinsam mit dem Österreichischen Naturschutzbund und dem Naturhistorischen Museum Wien)
22.06.2022	Hybrid-Vortrag von Ferdinand Schmeller und Iris Tichelmann mit Abendexkursion durch Wien: Artenschutz an Gebäuden – Mauersegler und andere bedrohte Tierarten in der Stadt (ZooBot-Vortrag im Rahmen der Lehrveranstaltung „Biodiversität im Spannungsfeld von Natur- und Umweltschutz“ an der Universität Wien)
25.06.2022	GEO-Tag der Natur: Grundwasser in der Lobau (gemeinsam mit der Universität Wien, Stadt Wien Forst- und Landwirtschaftsbetrieb, Nationalpark Donau-Auen, und DBU (Deutsche Bundesstiftung Umwelt))
01.–05.08.2022	TaxSyst Summerschool „Nematoda I“ Referenten: Wolfgang Traunspurger, Jörg Ott, Friedrich Schiemer
13.08.2022	Hands on: Gemeinsamer Pflegeeinsatz im Schutzgebiet Zeiserlberg (gemeinsam mit der Gemeinde Ottenthal, eNu (Energie- und Umweltagentur des Landes NÖ), mit Unterstützung des Landes Niederösterreich und der Europäischen Union)
29.08.–02.09.2022	TaxSyst Summerschool „Nematoda II“ Referentin: Ursula Eisendle
07.–09.2022	7. Nationalparks Austria Forschungssymposium ZooBot-Session mit 5 Vorträgen: Impulses to Promote Biodiversity Research in Protected Areas Vorträge: 1. Urgent requirements for the conservation and support of Austrian biodiversity: A position statement. Fritz Schiemer, Austrian Zoological – Botanical Society (AT) 2. „BioTaxSyst“ – summer schools of the Austrian Zoological-Botanical Society teaching taxonomy and systematics of selected animal and plant taxa. Gerhard Aubrecht, Austrian Zoological – Botanical Society (AT) 3. Austrian national parks: biodiversity coverage and major gaps Klaus Peter Zulka, University of Vienna (AT) 4. (National parks and wild ungulates – biodiversity and management issues Friedrich Reimoser, University of Veterinary Medicine Vienna (AT) – Vortrag entfallen) 5. Long term conservation strategies for the endangered plant <i>Artemisia laciniata</i> Andrea Kodym, University of Vienna (AT) 6. Spiders and carabid beetle assemblages of inland salt pans in Neusiedler See – Seewinkel National Park: a comparison between 1993 and 2019 Norbert Milasowsky, University of Vienna (AT) Chair: Elisabeth Haring und Klaus Peter Zulka
10.–11.09.2022	Kurs: Botanische Illustration im Botanischen Garten Wien Kursleitung: Margareta Pertl

Datum	Veranstaltung
17.–18.09.2022	Malkurs: Botanische Illustration im Botanischen Garten Wien Kursleitung: Margareta Pertl
24.09.2022	Exkursion von Barbara-Amina Gereben-Krenn und Harald Krenn: Heuschrecken auf der Perchtoldsdorfer Heide
11.10.2022	1. Wiener ZooBot-Stammtisch
12.10.2022	Hybrid-Vortrag von Elisabeth Haring: Beispiele aus der aktuellen Forschungsarbeit im Naturhistorischen Museum Wien (ZooBot-Vortrag im Rahmen der Lehrveranstaltung „Biologische Forschung in Österreich“ an der Universität Wien)
19.10.2022	Hybrid-Vortrag von Ursula Nopp-Mayr und Eva Schöll: Wildtiere – ein Leben zwischen Biodiversitäts- und Klimakrise (ZooBot-Vortrag im Rahmen der Lehrveranstaltung „Biologische Forschung in Österreich“ an der Universität Wien)
20.10.2022	Thementag „Insekten unter, am und über Wasser“ Populärwissenschaftliche Vorträge im Haus des Meeres (gemeinsam mit dem Verein Haus des Meeres – Wissenschaft und Forschung)
29.–30.10.2022	Kurs: Botanische Illustration im Botanischen Garten Wien Kursleitung: Margareta Pertl
06.10.2022	Exkursion von Irmgard Greilhuber: Pilzwanderung im spätherbstlichen Wienerwald bei Gießhübl (gemeinsam mit dem Österreichischen Naturschutzbund Wien)
09.11.2022	Einweihung der Gedenktafel für Prof. Berthold Hatschek an seinem Grab auf dem Wiener Zentralfriedhof (gemeinsam mit der Universität Wien)
09.11.2022	Hybrid-Vortrag von Michael Kiehn: Botanische Forschung auf pazifischen Inseln (ZooBot-Vortrag im Rahmen der Lehrveranstaltung „Biologische Forschung in Österreich“ an der Universität Wien)
15.11.2022	Vortrag von Günther Pass: „Wien ist anders“ - Leben zwischen Umwelt und Geschichte Vortrag im Haus des Meeres Wien (gemeinsam mit dem Verein Haus des Meeres – Wissenschaft und Forschung)
23.11.2022	Hybrid-Vortrag von Stefan Dötterl: Blütenduft: Die olfaktorische Kommunikation zwischen Blütenpflanzen und ihren Bestäubern (ZooBot-Vortrag im Rahmen der Lehrveranstaltung „Biologische Forschung in Österreich“ an der Universität Wien)
29.11.2022	2. Wiener ZooBot-Stammtisch
07.12.2022	Hybrid-Vortrag von Christian Griebler: Grundwasserökologische Forschung in der Lobau (ZooBot-Vortrag im Rahmen der Lehrveranstaltung „Biologische Forschung in Österreich“ an der Universität Wien)

