



DGL

Deutsche Gesellschaft
für Limnologie e. V.

(German Limnological Society)

Ergebnisse der Jahrestagung 2025

der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)
und der deutschen und österreichischen Sektion der
Societas Internationalis Limnologiae (SIL)

an der Goethe-Universität Frankfurt

vom 8. – 12. September 2025, Frankfurt



(German Limnological Society)

Ergebnisse der Jahrestagung 2025

der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)
und der deutschen und österreichischen Sektion der
Societas Internationalis Limnologiae (SIL)

an der Goethe-Universität Frankfurt

vom 8. - 12. September 2025, Frankfurt

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Rellinghauser Str. 334f, 45136 Essen
Ergebnisse der Jahrestagung in Frankfurt 2025
Eigenverlag der DGL, Essen 2026

Redaktion und Layout:

Geschäftsstelle der DGL, Tanja Pottgiesser

Druck:

Elanders Waiblingen GmbH
Anton-Schmidt-Str. 15, 71332 Waiblingen

ISBN-Nr. 978-3-9827220-1-6

Bezug über die Geschäftsstelle der DGL:
Rellinghauser Str. 334f
45136 Essen
Tel.: 0201 – 61 76 30 51
E-Mail: geschaeftsstelle@dgl-ev.de
Homepage: www.dgl-ev.de

Kosten inkl. Versand: Druckversion: € 25,--

INHALTSVERZEICHNIS

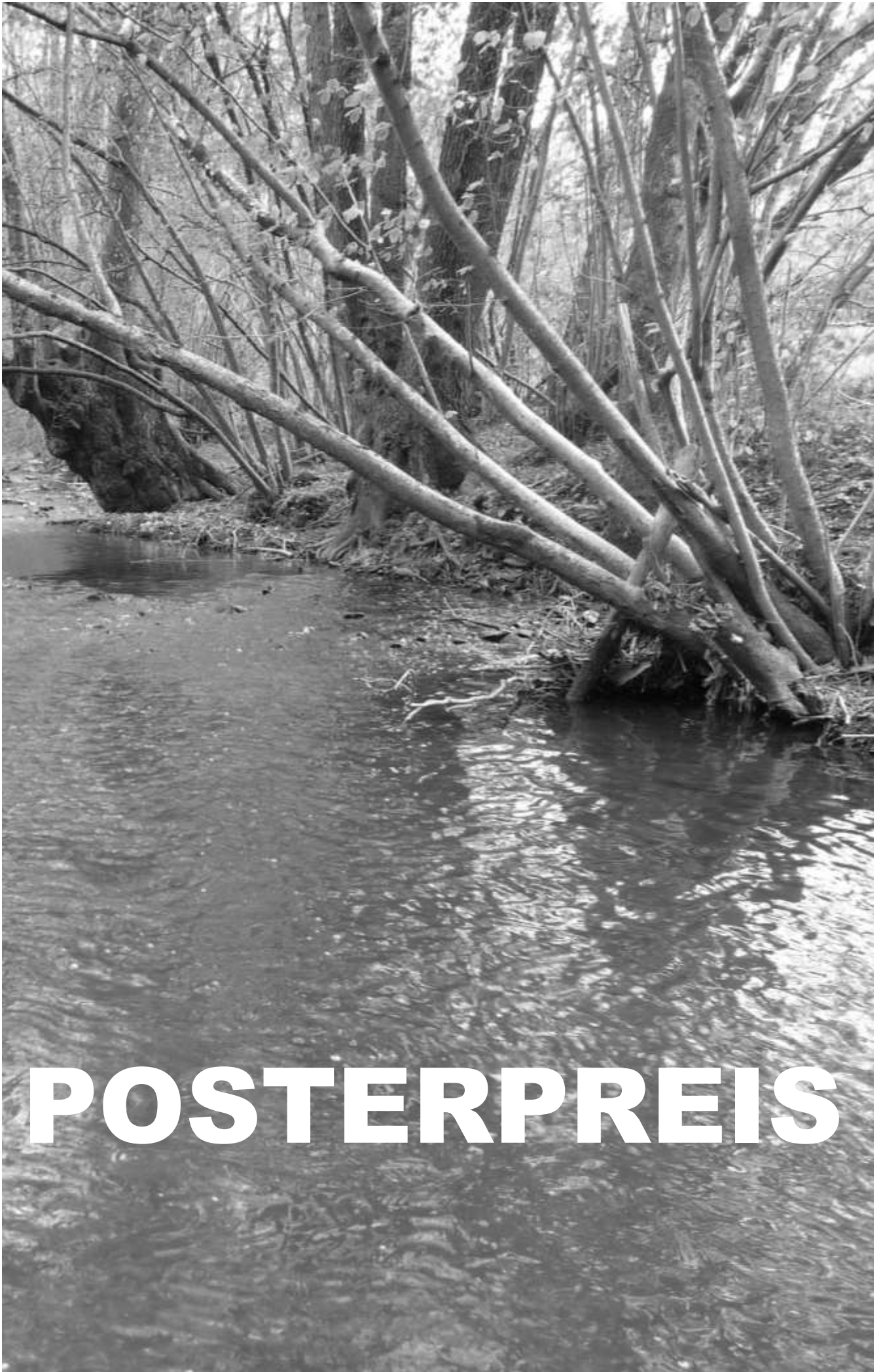
POSTERPREIS	6
Von der Pandemie ins Ökosystem – DDAC und seine toxische Spur im Fließgewässer Mario Armann, Simon Hornung, Jörg Oehlmann, Jonas Jourdan	8
Assessing Effects of Resource Utilization in Freshwater Host Endosymbiont Systems under Environmental Change (REUSE) Jule von Berg, Maria Stockenreiter & Herwig Stibor	10
Does history matter? – A project proposal idea to disentangling the role of acclimation & adaptation in multi-stress response heterogeneity Marie V. Brasseur & Ralf B. Schäfer	16
Form bestimmt Befall? Wie morphologische Merkmale die Parasitierung von Simuliiden (Kriebelmücken) beeinflussen David Buser & Alfons Renz	21
Brücken bauen durch aquatische Phänologie: EUPHORIA – Ein europaweites Netzwerk von Nachwuchswissenschaftler:innen Simon Wentrutt, Anne Lewerentz, Benjamin Misteli & EUPHORIA Project Team	29
VORTRÄGE	34
Erfolgskontrolle zur Renaturierung der Lenne in Hagen Jörg Drewenskus	35
Veränderungen der taxonomischen und funktionalen Struktur von Makrozoobenthosgemeinschaften in neu trockenfallenden Bächen Nordrhein-Westfalens Christian K. Feld, Yaron HersHKovitz, Stefan Kunz, Armin W. Lorenz, Ralf B. Schäfer, Daphna Shapiro Goldberg & Christian Schürings	48
Haben die zunehmenden Characea-Wiesen einen Einfluss auf die Ökologie und die Verbreitung der Quagga-Muscheln im Bodensee? Almut J. Hanselmann, Alexandra Enns & Dietmar Straile	56
Wie können Bürger:innen zum Monitoring kleiner Fließgewässer beitragen? Einblicke in das Citizen Science-Projekt FLOW Julia von Gönner, Stella Danker, Jonas Gröning, Volker Grescho, Lilian Neuer, Roland Bischof, Veit G. Hänsch, Benjamin Gottfried, Eva Molsberger-Lange, Elke Wilharm, Matthias Liess, Aletta Bonn	63
Recognizing and understanding unexpected ecological disasters: losses of submerged macrophytes and potentials of causal attribution. Christiane Krambeck	70
Harmonisierung von Diatomeen-Taxalisten, die auf Morphologie und molekularen Daten basieren Wolf-Henning Kusber, NéLida Abarca, Oliver Skibbe, Regine Jahn & Jonas Zimmermann ..	79

Inhaltsverzeichnis

How to Reproduce in the Siberian Winter: Proteome Dynamics Reveals the Timing of Reproduction-Related Processes in an Amphipod Species Endemic to Lake Baikal Till Luckenbach; Polina Lipaeva; Polina Drozdova; Kseniya Vereshchagina; Lena Jakob; Kkristin Schubert; Daria Bedulina	85
Blooms like it hot, but mussels do not: Influence of invasive quagga mussels on cyanobacteria during heatwaves and climate change Jonas Mauch, Maider Erize Gardoki, Raphael Neiling, Jan Köhler, Sven Teurlincx, Robert Schwefel, Lilith Kramer, Tobias Goldhammer, Sabine Hilt	90
Seasonal and Spatial Dietary Flexibility in the European Pond Turtle (<i>Emys orbicularis</i>) Revealed by eDNA Metabarcoding Johannes Meka, Juliane Romahn, Melina Werner, Karina A. E. van der Zon, Damian Barański, Leonie Schardt, Miklós Bálint, Mihails Pupins, Artūrs Škute, Natalja Škute, Jean-Yves Georges, Kathrin Theissinger	94
Vielfalt der Ausprägung von Parametern der Wasser- und Sedimentbeschaffenheit in hocheutrophen urbanen Kleingewässern Jacqueline Rücker, Tarn Preet Parmar, Dominique Mario Gampe, Franziska Horn, Thomas Kaupper & Brigitte Nixdorf	96
Does climate change counteract the effect of catchment restoration? – A case study of Brandenburg lakes Janine Rüegg, Jacqueline Rücker, Tarn Preet Parmar, Brigitte Nixdorf & Dominik Martin-Creuzburg	108
Fischbewegungen potamodromer Fische in großen Flüssen – Erkenntnisse aus einer Untersuchung im unteren Main mit akustischer Telemetrie Arne Rüter	111
Von Datenlücken zu Tageswerten: Ein semi-empirischer Modellansatz zur Erfassung klimabedingter Veränderungen der Schichtungsdauer in Talsperren Svetlana Shakirin; Tilo Hegewald; Johannes Feldbauer; Thomas Petzoldt	119
restoring systems, not sites: Erkenntnisse aus der Renaturierung am Oberrhein Thomas Wendt	128
Using the K index to measure the overall functional diversity by aggregating its multiple facets and application to the phytoplankton of Lake Constance Laurie Wojcik, Ursula Gaedke, Ellen van Velzen & Toni Klauschies	133
POSTER	139
Einfluss schwimmender Photovoltaikanlagen auf die Phytoplanktonbesiedlung in einem Tagebausee Stefan Christopher & Dieter Leßmann	140
Erfassung der Sedimentmächtigkeit in Kleingewässern Franziska Horn & Jacqueline Rücker	147

Inhaltsverzeichnis

Veränderungen des Temperaturtiefengradienten in Seen durch schwimmende Photovoltaikanlagen Dieter Leßmann & Stefan Christopher	156
Impacts of Plastic Food Packaging Litter on Freshwater Ecosystems: A Case Study on Polypropylene and Polylactic Acid in the Hyporheic Zone Mori Nataša, Kovač Viršek Manca, Simčič Tatjana, Palomeque Maria, Kržan Andrej & Budhiraja Vaibhav	160
Alluvial Aquifer Biodiversity and eDNA-Based Assessment Vehovar Živa, Janža Mitja, Pišek Szillich Nika, Strah Sara, Stanković David & Mori Nataša	169
LISTE ALLER BEITRÄGE	178



POSTERPREIS

Von der Pandemie ins Ökosystem – DDAC und seine toxische Spur im Fließgewässer

Mario Armann^{1,2}, Simon Hornung², Jörg Oehlmann^{2,3}, Jonas Jourdan^{1,3}

¹ Animal Evolutionary Ecology Group, Institute for Ecology, Evolution and Diversity, Goethe University Frankfurt am Main, Germany

² Department Aquatic Ecotoxicology, Institute for Ecology, Evolution and Diversity, Goethe University Frankfurt am Main, Germany

³ Kompetenzzentrum Wasser Hessen, Max-von-Laue-Straße 13, D-60438 Frankfurt am Main, Germany

Keywords: DDAC (Didecyldimethylammoniumchlorid), Aquatische Toxizität, Gammariden, Mikroschadstoffe. Ökologische Auswirkungen

Ausführlicher Abstract

Seit der COVID-19-Pandemie ist der Einsatz von Desinfektionsmittel drastisch angestiegen. Einer der dabei häufig genutzten Wirkstoffe ist Didecyldimethylammoniumchlorid (DDAC), ein Biozid aus der Gruppe der quartären Ammoniumverbindungen (QAV). Neben seiner weit verbreiteten Anwendung in Krankenhäusern, Beisetzung zu Ballastwasser von Schiffen, Molkereien und öffentlichen Einrichtungen wie Schwimmbädern oder Thermen wird DDAC auch zur Holzkonservierung gegen Blaufäule sowie in antibakteriellen Waschmitteln im privaten und industriellen Bereich eingesetzt (Henderson, 1992; Sharma et al., 2022; Uhl et al., 2005; Van Slooten et al., 2015). Durch häusliche und industrielle Abwässer gelangt DDAC über Kläranlagen und Mischwassereinleitungen in unsere Fließgewässer. Eine aktuelle Rückstandsanalyse identifizierte DDAC als eine der am häufigsten nachgewiesenen organischen Mikroschadstoffe in Gammariden (Soose et al., 2025) – Schlüsselorganismen in europäischen Fließgewässern und essenzielle Glieder aquatischer Nahrungsketten (Graça, 2001; MacNeil et al., 1997). Dennoch sind die ökotoxikologischen Auswirkungen dieser Substanz auf aquatische Lebewesen bislang kaum erforscht. Unsere Studie untersucht erstmals die Toxizität sowie die Konzentrations-Wirkungs-Beziehung von DDAC bei verschiedenen Amphipodenarten. Dabei wurde bewusst die Auswahl zweier Arten der Gattung *Gammarus* getroffen: *Gammarus fossarum* als typischer Vertreter sauerstoffreicher, weitgehend schadstofffreier Oberläufe (Meijering, 1991) und *Gammarus roeselii* als Art, die bevorzugt in größeren Bächen und Flüssen zu finden ist und dabei auch stärker belastete, sauerstoffärmere europäischer Flusssysteme besiedelt (Scholz & Meijering, 1975). Ergänzend wurde *Hyalella azteca* in die Untersuchungen einbezogen. Die in Nordamerika heimische Amphipodenart erfüllt dort eine vergleichbare ökologische Schlüsselrolle und wird sowohl in Nordamerika als auch in Europa häufig als Testorganismus in Laborstudien genutzt (Kantrud et al., 1989; Poynton et al., 2018; Wang et al., 2004).

Erste Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Oberlaufart *G. fossarum* deutlich sensitiver auf DDAC reagiert als ihre Verwandten im Unterlauf. Die EC₅₀/ LC₅₀ – Werte sind um den Faktor 2 höher bei der Unterlaufart *G. roeselii* als jene der Oberlaufart *G. fossarum* (Abb. 1). Auch für adulte *Hyalella azteca* wurden toxische Effekte beobachtet, wobei die ermittelten EC₅₀- und LC₅₀-Werte etwa um

den Faktor 1,5 niedriger lagen als bei adulten *G. fossarum*. Zudem zeigten juvenile Individuen eine etwa halb so hohe Toleranz gegenüber DDAC wie adulte Tiere. Diese Befunde deuten darauf hin, dass die akute Toxizität von DDAC sowohl artspezifisch als auch entwicklungsabhängig variiert. Diese Erkenntnisse sind zentral, da Gammariden nicht nur eine bedeutende ökologische Rolle spielen, sondern auch als Bioindikatoren für die Gewässergüte dienen.

Neben einer potenziell akut toxischen Wirkung auf aquatische Wirbellose lässt das Einsatzprofil von DDAC als Desinfektionsmittel vermuten, dass insbesondere auf mikrobieller Ebene Störungen auftreten: Veränderungen in der Zusammensetzung von Bakterien- und Pilzgemeinschaften im Gewässer sowie im Darmmikrobiom der Amphipoden könnten langfristig essenzielle Ökosystemfunktionen wie den Laubbau beeinträchtigen – mit potenziell weitreichenden Folgen für Nährstoffkreisläufe und die Biodiversität in Gewässern. Aktuell untersuchen wir, wie eine DDAC-Kontamination den Laubbau durch Gammariden beeinflusst. Dabei werden die Gammariden oder das Laubmaterial gegenüber DDAC exponiert. Erste Ergebnisse dieser Experimente deuten eine tendenziell höhere Abbaurate bei einer Kontamination mit DDAC hin (Abb. 1). Dies könnte auf eine Störung mikrobieller Interaktion zurückzuführen sein, die zu einer weniger effizienten Verarbeitung des Laubmaterials führt. Die fortlaufenden Untersuchungen werden wichtige Einblicke liefern, inwiefern dieses Biozid zentrale ökologische Prozesse wie den mikrobiell vermittelten Detritusabbau stören kann – mit potenziellen Folgen für Nährstoffkreisläufe und die Stabilität von Fließgewässerökosystemen.

Literatur

- Graça, M. A. S. (2001). The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering All Aspects of Limnology and Marine Biology*, 86(4-5), 383–393.
- Henderson, N. D. (1992). *A review of the environmental impact and toxic effects of DDAC*. The Division.
- Kantrud, H. A., Krapu, G. L., & Swanson, G. A. (1989). *Prairie basin wetlands of the Dakotas: A community profile* (Vol. 85, Issue 7). US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Research and Development.
- MacNeil, C., Dick, J. T., & Elwood, R. W. (1997). The trophic ecology of freshwater *Gammarus* spp. (Crustacea: Amphipoda): Problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biological Reviews*, 72(3), 349–364.
- Meijering, M. P. (1991). Lack of oxygen and low pH as limiting factors for *Gammarus* in Hessian brooks and rivers. *Hydrobiologia*, 223(1), 159–169.
- Poynton, H. C., Hasenbein, S., Benoit, J. B., Sepulveda, M. S., Poelchau, M. F., Hughes, D. S. T., Murali, S. C., Chen, S., Glastad, K. M., Goodisman, M. A. D., Werren, J. H., Vineis, J. H., Bowen, J. L., Friedrich, M., Jones, J., Robertson, H. M., Feyereisen, R., Mechler-Hickson, A., Mathers, N., ... Richards, S. (2018). The Toxicogenome of *Hyalella azteca*: A Model for Sediment Ecotoxicology and Evolutionary Toxicology. *Environmental Science & Technology*, 52(10), 6009–6022. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00837>
- Scholz, E., & Meijering, M. P. (1975). Vergleichende Untersuchungen zur Abwasserresistenz von *Gammarus pulex* L. und *Gammarus roeseli* Gervais in osthessischen Fließgewässern. *Beiträge Zur Naturkunde in Osthessen*, 9, 81–85.
- Sharma, A., Singh, N., Thomas, A., Srivastava, P., & Sharma, A. (2022). Quaternary ammonium compounds: Usage in households during COVID-19 pandemic, boon or bane. *Asian Pacific J Health Sc*, 9, 133–139.
- Soose, L. J., Krauss, M., Landripet, M., Laier, M., Brack, W., Hollert, H., Klimpel, S., Oehlmann, J., & Jourdan, J. (2025). Acanthocephalans as pollutant sinks? Higher pollutant accumulation in parasites may relieve their crustacean host. *Science of The Total Environment*, 958, 177998. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177998>
- Uhl, M., Gans, O., Grillitsch, B., Fürhacker, M., & Kreuzinger, N. (2005). *Grundlagen zur Risikoabschätzung für quaternäre Ammoniumverbindungen*. Umweltbundesamt GmbH Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich.

- Van Slooten, C., Peperzak, L., & Buma, A. G. J. (2015). Assessment of didecyldimethylammonium chloride as a ballast water treatment method. *Environmental Technology*, 36(4), 435–449.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2014.951401>
- Wang, F., Goulet, R. R., & Chapman, P. M. (2004). Testing sediment biological effects with the freshwater amphipod *Hyalella azteca*: The gap between laboratory and nature. *Chemosphere*, 57(11), 1713–1724.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.07.050>

Assessing Effects of Resource Utilization in Freshwater Host Endosymbiont Systems under Environmental Change (REUSE)

Jule von Berg, Maria Stockenreiter & Herwig Stibor

Ludwig-Maximilians-Universität München, Department Biologie II, Aquatische Ökologie Großhaderner Str. 2 82152 Planegg-Martinsried Deutschland; E-Mail: jule.berg@campus.lmu.de

Keywords: endosymbiosis, mixotrophy, mesocosm experiments

Introduction

In recent decades, environmental conditions such as air temperature and nutrient input have undergone substantial changes due to anthropogenic climate change, resulting in pronounced effects on global ecosystems—particularly on freshwater environments. Understanding the functional dynamics and resilience of these ecosystems is essential for effective and sustainable environmental protection. While most studies on climate change impacts have focused on competitive interactions among organisms, the ecological significance of symbiotic associations in freshwater ecosystems remains poorly understood (z. B. Peerakietkhajorn et al, 2016; Hall et al, 2021), despite evidence from marine systems suggesting that symbiotic relationships can enhance tolerance to environmental fluctuations (Baker, 2003; Dubilier et al, 2008; Aprill 2020).

Symbiotic associations often combine autotrophic and heterotrophic modes of nutrition (mixotrophy), allowing organisms to maintain metabolic flexibility under varying resource conditions. The autotrophic symbiont can compensate for limited prey availability by providing photosynthetically derived nutrients, while the heterotrophic host offers protection and access to habitats with higher light availability (Lowe et al, 2016; Iwai et al, 2019). Such cooperative interactions may confer adaptive advantages in rapidly changing environments, potentially outperforming non-symbiotic competitors (Frankowiak et al, 2016).

This dissertation aims to investigate (1) whether endosymbiotic organisms exhibit increased survival and growth under variable nutrient regimes compared to closely related non-symbiotic taxa, (2) which specific climate-induced environmental changes may selectively favor mixotrophic, endosymbiotic species, and (3) under what ecological conditions mutualistic symbioses may shift toward antagonistic relationships between host and symbiont.

A key driver of current freshwater ecosystem change is the re-oligotrophication of lakes due to improved wastewater management, leading to reduced phosphorus concentrations and a decline in primary producers (Siebeck 2013). Under such nutrient-depleted conditions, mixotrophic symbiotic organisms may gain a selective advantage due to their ability to exploit both autotrophic and heterotrophic pathways (Thingstad et al., 1996; Dolan, 1992).

The study focuses on three model freshwater organisms engaged in endosymbiosis with *Chlorella* algae—*Stentor coeruleus*, *Paramecium bursaria*, and *Hydra viridissima*—as well as their closely related, non-symbiotic counterparts (Fig.1). These species differ in mobility and habitat preference

(sessile, pelagic, or facultatively motile), providing an ideal system to experimentally assess how symbiotic relationships influence resource utilization, trophic dynamics, and adaptive potential across spatial components of freshwater ecosystems (Fig. 2).

By integrating ecological theory with controlled experimental approaches, this research will contribute to a deeper mechanistic understanding of the role of symbiosis in ecosystem resilience and resource cycling under ongoing environmental change.



Figure 1: Left: *Stentor coeruleus*, middle: *Paramecium bursaria*, right: *Hydra viridissima*; pictures taken with dark field microscopy; nicely visible especially in *P. bursaria* – the endosymbiont *Chlorella sp.*

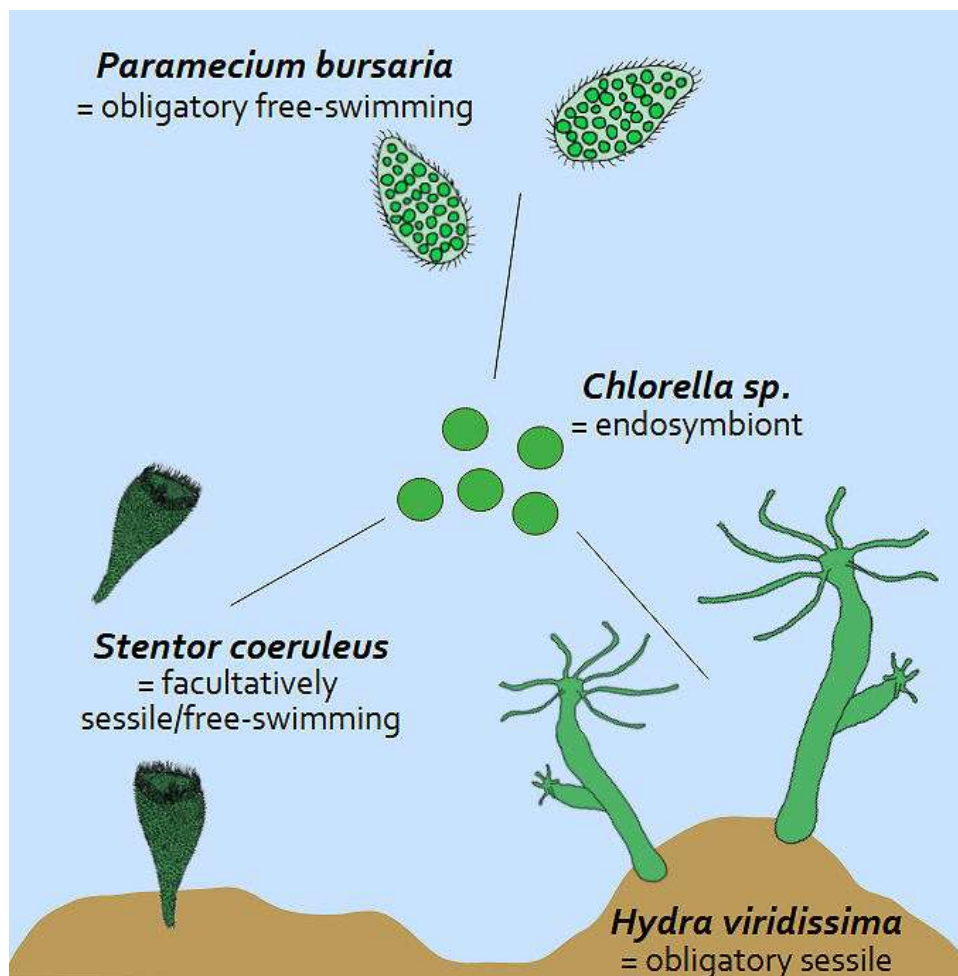


Figure 2: Graphical representation of the motility of *Stentor coeruleus*, *Paramecium bursaria* and *Hydra viridissima*

Material and Methods

With controlled laboratory experiments an improved mechanistic understanding of resource utilization (nutrients and light) under varying conditions in symbiotic communities of organisms compared to their closely related non-symbiotic counterparts will be established. In the laboratory we will investigate whether heterotrophic host organisms living in symbiosis with autotrophic *Chlorella* gain advantages under different nutrient concentrations compared to their solitary, non-symbiotic relatives. We will establish several nutrient regimes with varying phosphorus concentrations, using reference values derived from surrounding large lakes. Lower phosphorus availability generally reduces the abundance of primary producers, leading to higher light availability. Therefore, light intensity will serve as a second variable environmental factor. Organisms will be exposed to a range of light intensities, guided by light measurements from nearby lakes. A third environmental variable—prey availability—will also be integrated into the experiment, as changes in inorganic nutrient levels can influence prey population growth (Fig. 3). As described above, *Stentor*, *Paramecium*, and *Hydra* share a similar nutritional strategy and host *Chlorella*, yet they differ in morphological and physiological complexity (unicellular vs. multicellular) as well as in growth rates and generation times. These differences will be considered during experimental design—for example, by adjusting experimental duration.

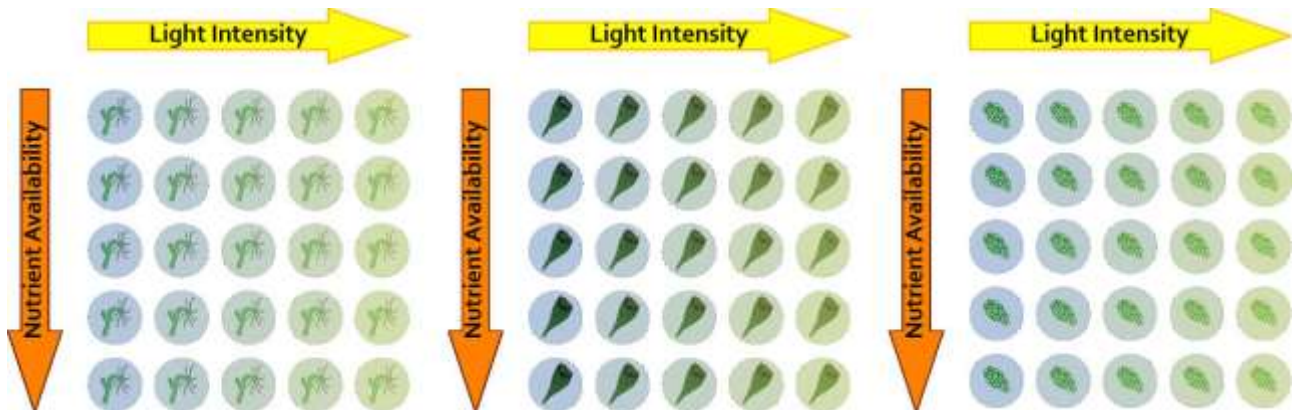


Figure 3: Schematic setup of the laboratory experiments; left: *Hydra viridissima* ; middle: *Stentor coeruleus*; right: *Paramecium bursaria*

Laboratory experiments often fall short in capturing the complex interactions between organisms and their environment. To obtain ecologically realistic data, we will therefore conduct large-scale field experiments (mesocosm experiments) building on the laboratory results (Fig. 4). These will be carried out using natural plankton communities from a local lake. While mesocosms do not provide the same degree of control as laboratory systems, they offer higher ecological complexity. Because results from laboratory studies cannot always be directly extrapolated to natural ecosystems with higher community complexity, field-based mesocosm experiments are both valuable and necessary.

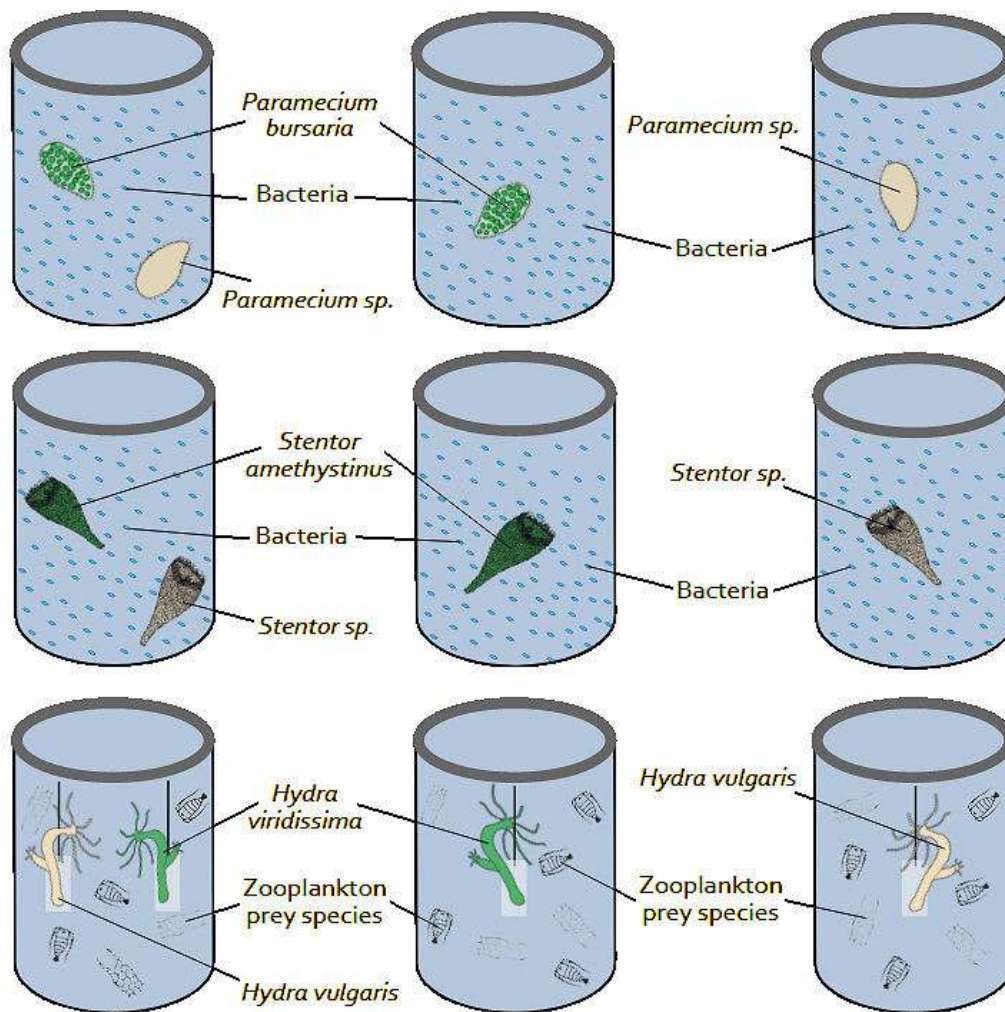


Figure 4: Schematic setup of the mesocosm experiments; top: mesocosms with *Paramecium* and bacteria as heterotroph nutrition; middle: mesocosms with *Stentor* and bacteria as heterotroph nutrition; bottom: mesocosms with *Hydra* and crustaceans/rotifers as heterotroph nutrition; slides on strings that allow *Hydra* to attach to enable easier handling of the sessile species

Discussion

Former studies provided initial experimental evidence that unicellular algae capable of combining multiple nutritional strategies can successfully colonize nutrient-poor environments, whereas their competitive performance declines under nutrient-rich conditions (Katechakis & Stibor, 2006). The increasing occurrence of organisms that integrate different trophic modes—and thus optimize resource utilization—may substantially alter food web dynamics and ecosystem functioning (Katechakis et al., 2005). Notably, the biomass of such mixotrophic organisms remained stable even under fluctuating environmental conditions, including variations in light intensity and nutrient supply. Previous investigations have demonstrated that the dominance of a particular nutritional mode depends strongly on resource availability and community density (Stibor & Sommer, 2003; Djeghri et al., 2020). These findings indicate that mixotrophic organisms do not utilize autotrophic and heterotrophic pathways in fixed proportions; instead, they dynamically adjust their nutritional balance according to environmental constraints. Depending on prevailing conditions, either heterotrophic or autotrophic nutrition may become predominant, allowing flexible adaptation to resource heterogeneity (Stibor & Sommer, 2003; Djeghri et al., 2020).

A critical question arising from these results concerns the environmental drivers that regulate the relative contribution of the different nutritional modes in natural systems and the extent to which such shifts influence symbiotic associations. To date, most studies addressing these mechanisms have focused on marine communities, while freshwater symbioses remain comparatively understudied. Where data are available, they often derive from small-scale laboratory experiments, which may not adequately capture the ecological complexity of natural systems. Consequently, extrapolating laboratory findings to ecosystem-scale processes is challenging and calls for mesocosm and field experiments under controlled but ecologically relevant conditions.

Preliminary field-based investigations have demonstrated that it is feasible to explore the interactive effects of light and nutrient fluctuations on tightly coupled organisms within complex freshwater mesocosms. Ongoing pilot studies are currently being conducted to identify potential sources of experimental bias and to minimize their effects in forthcoming large-scale experiments. While previous research has largely focused on competitive interactions among organisms, this project emphasizes the potential ecological advantages of endosymbiotic lifestyles. Specifically, it seeks to determine how cooperative interactions between predatory host organisms and their photosynthetically active endosymbionts (*Chlorella* sp.) influence food web dynamics and resource use efficiency. Hypotheses will be tested through a combination of controlled laboratory experiments using the model organisms *Stentor coeruleus*, *Paramecium bursaria*, and *Hydra viridissima*, followed by mesocosm experiments under semi-natural field conditions. Collectively, this research is expected to contribute to a deeper understanding of the ecological significance of symbiotic interactions and their potential role in stabilizing freshwater ecosystems under changing environmental regimes.

Acknowledgements

I would like to express my sincere gratitude to all those who supported me throughout the preparation of my dissertation. My deepest thanks go to Prof. Dr. Herwig Stibor and Dr. Maria Stockenreiter from the Ludwig Maximilian University of Munich for their excellent supervision and invaluable guidance during the entire course of this work. I am also very grateful to Sophia Kopp, Katharina Rank, Stefan Dehos, and Jana Hüller for their inspiring discussions, helpful suggestions, and continuous encouragement along the way. In particular, I wish to thank Katharina Rank for her constant support and collaboration, which have shaped this project from the very beginning. I gratefully acknowledge the Evangelisches Studienwerk Villigst for its financial support. Finally, I extend my heartfelt thanks to my family and friends for their patience, encouragement, and unwavering support throughout the completion of this dissertation.

Literatur

- Apprill, A. (2020). The Role of Symbioses in the Adaptation and Stress Responses of Marine Organisms. *Annual Review of Marine Science*, 12(1), 291–314.
- Baker, A. C. (2003). Flexibility and Specificity in Coral-Algal Symbiosis: Diversity, Ecology, and Biogeography of Symbiodinium. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 661–689.
- Djehri, N., P. Pondaven, M. Stockenreiter, S. Behl, J. Y. T. Huang, T. Hansen, S. Patris, G. Ucham, and H. Stibor. (2020). Isotopic and elemental compositions reveal density-dependent nutrition pathways in a population of mixotrophic jellyfish. *Ecosphere* 11(11), 73–88.
- Dolan, J. (1992). Mixotrophy in Ciliates: A Review of *Chlorella* Symbiosis and Chloroplast Retention. *Marine Microbial Food Webs*, 6(2), 115–132.

- Dubilier, N., Bergin, C., & Lott, C. (2008). Symbiotic diversity in marine animals: The art of harnessing chemosynthesis. *Nature Reviews Microbiology*, 6(10), 725–740.
- Frankowiak, K., Wang, X. T., Sigman, D. M., Gothmann, A. M., Kitahara, M. V., Mazur, M., Meibom, A., & Stolarski, J. (2016). Photosymbiosis and the expansion of shallow-water corals. *Science Advances*, 2(11), e1601122.
- Hall, C., Camilli, S., Dwaah, H., Kornegay, B., Lacy, C., Hill, M. S., & Hill, A. L. (2021). Freshwater sponge hosts and their green algae symbionts: A tractable model to understand intracellular symbiosis. *PeerJ*, 9, e10654.
- Iwai, S., Fujita, K., Takanishi, Y., & Fukushi, K. (2019). Photosynthetic Endosymbionts Benefit from Host's Phagotrophy, Including Predation on Potential Competitors. *Current Biology*, 29(18), 3114-3119.e3.
- Katechakis, A., Haseneder, T., Kling, R., & Stibor, H. (2005). Mixotrophic versus photoautotrophic specialist algae as food for zooplankton: The light : nutrient hypothesis might not hold for mixotrophs. *Limnology and Oceanography*, 50(4), 1290–1299.
- Katechakis, A., & Stibor, H. (2006). The mixotroph *Ochromonas tuberculata* may invade and suppress specialist phago- and phototroph plankton communities depending on nutrient conditions. *Oecologia*, 148(4), 692–701.
- Lowe, C. D., Minter, E. J., Cameron, D. D., & Brockhurst, M. A. (2016). Shining a Light on Exploitative Host Control in a Photosynthetic Endosymbiosis. *Current Biology*, 26(2), 207–211.
- Peerakietkhajorn, S., Kato, Y., Kasalický, V., Matsuura, T., & Watanabe, H. (2016). Betaproteobacteria *L. imnohabitans* strains increase fecundity in the crustacean *Daphnia magna*: Symbiotic relationship between major bacterioplankton and zooplankton in freshwater ecosystem. *Environmental Microbiology*, 18(8), 2366–2374.
- Siebeck, H.O. (2013). *Limnologie in Seeon 1926 – 2013 (Report No. 1)*. München: Gesellschaft der Freunde und Förderer der Limnologischen Forschungsstation Seeon der Ludwig-Maximilians-Universität München e.V. (GFL).
- Stibor, H., & Sommer, U. (2003). Mixotrophy of a Photosynthetic Flagellate viewed from an Optimal Foraging Perspective. *Protist*, 154(1), 91–98.
- Thingstad, T. F., Havskum, H., Garde, K., & Riemann, B. (1996). On the strategy of “eating your competitor”: A mathematical analysis of algal mixotrophy. *Ecology*, 77(7), 2108-2118.

Does history matter? – A project proposal idea to disentangling the role of acclimation & adaptation in multi-stress response heterogeneity

Marie V. Brasseur & Ralf B. Schäfer

Ecotoxicology, University of Duisburg-Essen, Universitätsstr. 2, 45241 Essen. marie.brasseur@uni-due.de ,
ralf.schaefer@uni-due.de

Keywords: artificial evolution, adaptation, acclimation, multiple stressors, genomics, transcriptomics

Background

Degradation of freshwater ecosystems and loss of biodiversity due to multiple stressors

Pristine freshwater ecosystems provide important ecosystem services to humans and support a disproportionate high amount of the global biodiversity (Reid et al., 2019). Unfortunately, this biodiversity is declining worldwide due to anthropogenic activities, which are associated with e.g., wastewater discharge, fertilizer and pesticide runoff from adjacent farmland, water abstraction, hydromorphological degradation and invasive species introduction. Freshwater ecosystems, specifically rivers and streams, are more vulnerable towards anthropogenic stressors than terrestrial and marine ecosystems (Toszogyova et al., 2024) because they represent highly connected, hierarchically structured networks. Therefore, even initially isolated stressors, which are transported by hydrological process, become integrated at the catchment scale, rendering the multiple stressor scenario as the new default for river biota (Prunier et al., 2018). To mitigate stressor effects, many countries have enacted legislation with goals to reduce pollution, protect species and habitats and restore ecosystems, such as the United States (US) Clean Water Act, the European Union (EU) Water Framework Directive, and the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework, undoubtedly reflecting the emerged political will to establish environmental protection strategies. However, freshwater ecosystems have largely remained in a poor ecological state (EEA, 2020), suggesting that the currently implemented protection measurements are not sufficient to mitigate stressor effects. A major reason for this is a limited understanding of multiple stressor effects, whose cumulative effects are unpredictable: despite the almost 2400 experiments which have been conducted on the joint effects of multiple stressors on freshwaters (Orr et al., 2024), no generalizable patterns linked to stressor exposure can be derived. Instead, highly heterogenous response patterns are reported because stressor effects depend on their abiotic and biotic context. For instance, co-occurring stressors can interact in complex ways (Birk et al., 2020; Lemm et al., 2021), i.e., one stressor modifies the sensitivity of organisms towards other stressors or one stressor modifies the intensity of other stressors. Further, biotic interactions such as predation or competition can exert strong stress on individuals, thereby modifying stressor effects (Brasseur et al., 2023; Coors and De Meester, 2008).

Does history matter?

Although the complexity of freshwater systems and stressor exposure dynamics makes the assessment of multiple stressor effects already inherently challenging, we argue that a further dimension must be considered, namely the stressor history of populations. This is crucial, as populations that have experienced stressor exposure over generations might have adapted to these stressors. This has important implications, because it defines whether an environmental perturbation actually acts as stressor i. e., whether a human-induced change in physicochemical conditions disrupts an organism's normal operating range by negatively impacting its fitness or functional performance. While the impact of adaptation to a certain stressor on the effect of others stressors has been extensively studied in marine systems (e. g., Li et al., 2017; Xu et al., 2021), it is largely neglected in multiple stressor studies focusing on freshwater organisms. Therefore, we here propose a study framework to address the role of stressor history on the response of freshwater diatoms exposed to multiple chemical stressors. Specifically, we present a study design that allows to disentangle acclimation and adaptation to herbicide exposure in the benthic diatom *Achnathidium munitissimum* and how these factors determine responses to a new stressor i. e., increased temperature. By using next-generation sequencing, the molecular mechanisms can be directly characterized instead of only assuming acclimation and adaptation based on changes in performance such as growth rates.

Material and Methods

Proposed study design

Since the stressor history of populations is complex and often unknown, we argue that a controlled experimental setup is a crucial first step to investigate mechanisms of acclimation and adaptation. Therefore, we propose an artificial evolution experimental setup in which a stressor exposure history is simulated in the lab: an ancient genotype (G_0) of the benthic diatom *A. munitissimum* will be kept for 100 generations in the lab, either under normal culture conditions (derived genotype G_1) or exposed to a mixture of herbicides (derived genotype G_2). The line without herbicide exposure serves as control to investigate the extent of adaptation to laboratory conditions. The genomes and transcriptomes of the ancient genotype as well as of the two derived genotypes will be characterized using DNA and RNA sequencing, respectively. Changes in genome sequences will inform about adaptation (i. e., heritable genetic changes across generations), whereas transcriptomic changes represent the molecular basis for any acclimation response (i. e., non-heritable plastic responses occurring at the scale of the individual life span).

Following this selection regime, the derived genotypes will be exposed to single and combined treatments of the herbicide stressor and a new stressor (increased temperature) in a full-factorial design (Fig. 1). In this reciprocal transplantation experiment, the evolved lines will be subjected to a multiple stressor scenario either in the environment in which they evolved or in a “unknown” environment for 48 hours. The stressor responses will be quantified at the transcriptomic level. The gene expression profiles will be further complemented with growth rate measurements to link the molecular changes to fitness-level consequences. Through this, we seek to investigate (i) in how far exposure to herbicides result in acclimation in terms of transcriptomic changes and adaptation in terms of genetic changes and how these translate into fitness consequences in terms of growth rate and (ii), how this adaptation interferes with the response of organisms to novel stressors.

To finally investigate whether the identified molecular mechanisms identified during the experimental evolution in the lab are valid for wild populations, we plan to sample *A. munitissimum*

from stream sections with known long-term herbicide exposure and pristine stream sections. The genomes and transcriptomes of these wild populations will be sequenced in order to assess whether the same genomic regions show selective signals and whether the same molecular pathways are differentially regulated as in populations that underwent artificial selection due to herbicide exposure.

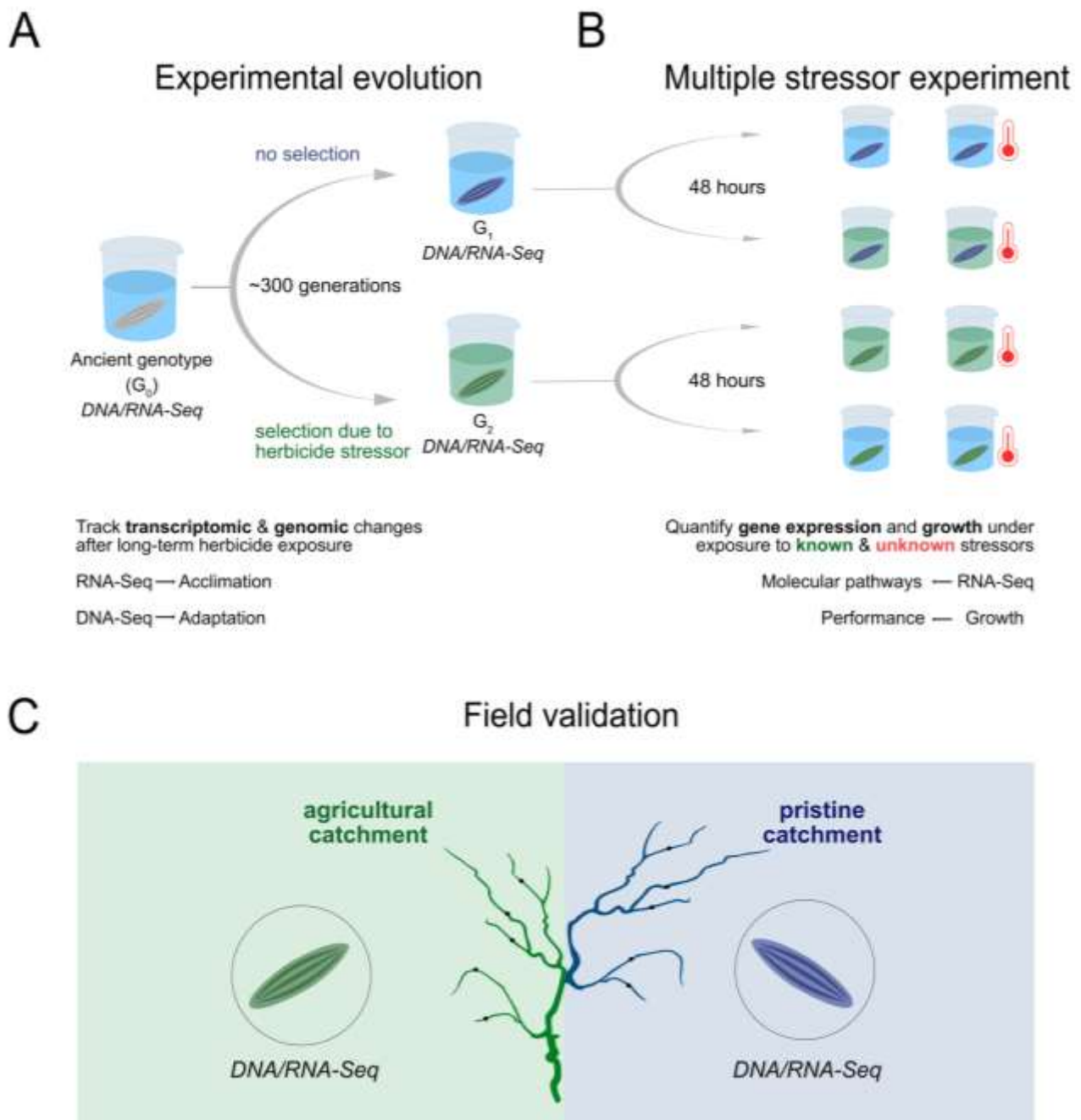


Fig. 1: Study design. After experimental evolution of *A. minutissimum* (A) under selection due to a herbicide stressor, the derived genotypes will be reciprocally exposed to the known herbicide stressor and to a new stressor, increased temperature, in a full factorial design. To validate the identified molecular mechanisms, wild *A. minutissimum* will be sampled from agricultural catchments with known long-term herbicide occurrence and compared to organisms sampled from a pristine catchment (C).

Anticipated results and discussion

Since this is a project proposal description, we cannot present any results. However, previous research suggest that two opposing patterns may arise: (i) either, adaptation to a stressor decreases the sensitivity of populations towards new stressors due to evolved cross-tolerance mechanisms (Fig. 2A) or (ii) adaptation increases the sensitivity towards new stressors due adaptive costs (Fig. 2B). From a multiple stressor perspective, (i) can therefore lead to antagonistic stressor interactions (i. e., combined effects of known and unknown stressor are less than expected based on single stressor effects), whereas (ii) may result in synergistic stressor interactions (i. e., combined effects of known and unknown stressor are more than expected based on single stressor effects).

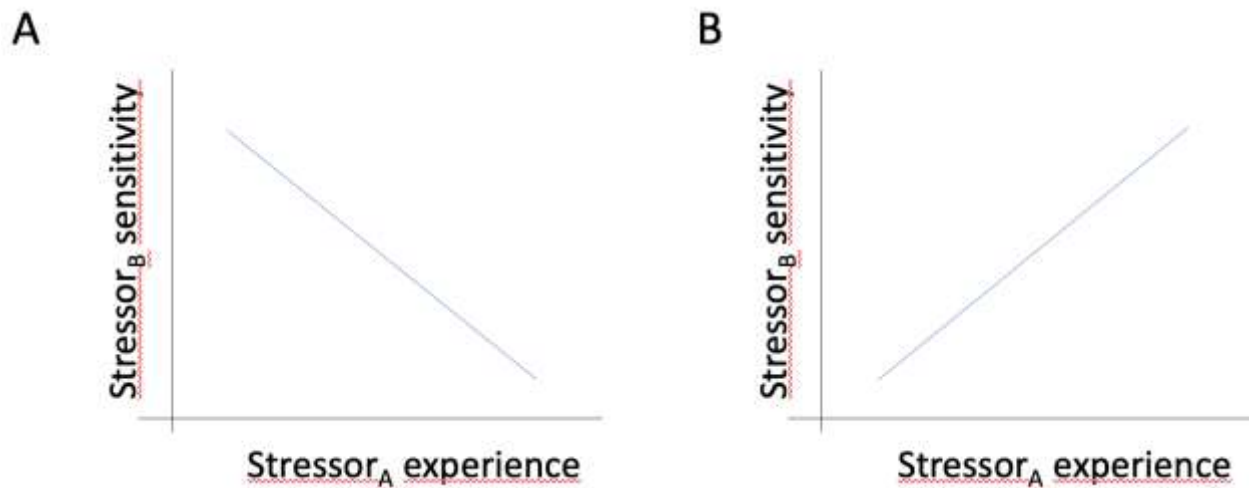


Fig. 2: Two contrasting patterns may arise if populations adapt to their stressor environment: either adapted populations are prepared for the exposure to novel stressor due to evolved cross-tolerance mechanisms (A) or the costs of adaptation interferes with their ability to cope with new stressors, leading to increased sensitivity towards new stressors (B).

Acknowledgements

We thank Prof. Dr. Florian Leese, Prof. Dr. Bank Beszteri and Prof. Dr. Elisabeth C. Schaum for the valuable and ongoing discussions about the project proposal. Further ideas and suggestions are welcome!

References

- Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L., Spears, B.M., Andersen, H.E., Argillier, C., Auer, S., Baattrup-Pedersen, A., Banin, L., Beklioğlu, M., Bondar-Kunze, E., Borja, A., Branco, P., Bucak, T., Buijse, A.D., Cardoso, A.C., Couture, R.-M., Cremona, F., de Zwart, D., Feld, C.K., Ferreira, M.T., Feuchtmayr, H., Gessner, M.O., Gieswein, A., Globevnik, L., Graeber, D., Graf, W., Gutiérrez-Cánovas, C., Hanganu, J., Işkın, U., Järvinen, M., Jeppesen, E., Kotamäki, N., Kuijper, M., Lemm, J.U., Lu, S., Solheim, A.L., Mischke, U., Moe, S.J., Nöges, P., Nöges, T., Ormerod, S.J., Panagopoulos, Y., Phillips, G., Posthuma, L., Pouso, S., Prudhomme, C., Rankinen, K., Rasmussen, J.J., Richardson, J., Sagouis, A., Santos, J.M., Schäfer, R.B., Schinegger, R., Schmutz, S., Schneider, S.C., Schülting, L., Segurado, P., Stefanidis, K., Sures, B., Thackeray, S.J., Turunen, J., Uyarra, M.C., Venohr, M., von der Ohe, P.C., Willby, N., Hering, D., 2020. Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nat. Ecol. Evol.* 4, 1060–1068. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>
- Brasseur, M.V., Leese, F., Schäfer, R.B., Schreiner, V.C., Mayer, C., 2023. Transcriptomic sequencing data illuminate insecticide-induced physiological stress mechanisms in aquatic non-target invertebrates. *Environ. Pollut.* 335, 122306. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122306>

- Coors, A., De Meester, L., 2008. Synergistic, antagonistic and additive effects of multiple stressors: predation threat, parasitism and pesticide exposure in *Daphnia magna*. *J. Appl. Ecol.* 45, 1820–1828. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01566.x>
- EEA, 2020. The European environment: state and outlook 2020 : knowledge for transition to a sustainable Europe. Publications Office, LU.
- Lemm, J.U., Venohr, M., Globevnik, L., Stefanidis, K., Panagopoulos, Y., van Gils, J., Posthuma, L., Kristensen, P., Feld, C.K., Mahnkopf, J., Hering, D., Birk, S., 2021. Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Glob. Change Biol.* 27, 1962–1975. <https://doi.org/10.1111/gcb.15504>
- Li, F., Beardall, J., Collins, S., Gao, K., 2017. Decreased photosynthesis and growth with reduced respiration in the model diatom *Phaeodactylum tricornutum* grown under elevated CO₂ over 1800 generations. *Glob. Change Biol.* 23, 127–137. <https://doi.org/10.1111/gcb.13501>
- Orr, J.A., Macaulay, S.J., Mordente, A., Burgess, B., Albini, D., Hunn, J.G., Restrepo-Sulez, K., Wilson, R., Schechner, A., Robertson, A.M., Lee, B., Stuparyk, B.R., Singh, D., O’Loughlin, I., Piggott, J.J., Zhu, J., Dinh, K.V., Archer, L.C., Penk, M., Vu, M.T.T., Juvigny-Khenafou, N.P.D., Zhang, P., Sanders, P., Schäfer, R.B., Vinebrooke, R.D., Hilt, S., Reed, T., Jackson, M.C., 2024. Studying interactions among anthropogenic stressors in freshwater ecosystems: A systematic review of 2396 multiple-stressor experiments. *Ecol. Lett.* 27, e14463. <https://doi.org/10.1111/ele.14463>
- Prunier, J., Dubut, V., Loot, G., Tudesque, L., Blanchet, S., 2018. The relative contribution of river network structure and anthropogenic stressors to spatial patterns of genetic diversity in two freshwater fishes: A multiple-stressors approach. *Freshw. Biol.* 63, 6–21. <https://doi.org/10.1111/fwb.13034>
- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T.J., Kidd, K.A., MacCormack, T.J., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Smol, J.P., Taylor, W.W., Tockner, K., Vermaire, J.C., Dudgeon, D., Cooke, S.J., 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev.* 94, 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Toszogyova, A., Smyčka, J., Storch, D., 2024. Mathematical biases in the calculation of the Living Planet Index lead to overestimation of vertebrate population decline. *Nat. Commun.* 15, 5295. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-49070-x>
- Xu, D., Schaum, C.-E., Li, B., Chen, Y., Tong, S., Fu, F.-X., Hutchins, D.A., Zhang, X., Fan, X., Han, W., Wang, Y., Ye, N., 2021. Acclimation and adaptation to elevated pCO₂ increase arsenic resilience in marine diatoms. *ISME J.* 15, 1599–1613. <https://doi.org/10.1038/s41396-020-00873-y>

Form bestimmt Befall? Wie morphologische Merkmale die Parasitierung von Simuliiden (Kriebelmücken) beeinflussen

David Buser¹ & Alfons Renz²

¹ Universität Tübingen, Institut für Evolution & Ökologie, Physiologische Ökologie der Tiere, Auf der Morgenstelle 5, 72076 Tübingen, e-mail: david.buser@uni-tuebingen.de

² Universität Tübingen, Institut für Evolution & Ökologie, AG Parasitologie, Auf der Morgenstelle 28, 72076 Tübingen, e-mail: alfons.renz@uni-tuebingen.de

Keywords: Kriebelmücken, parasitische Interaktion, Wassermilben, Fließgewässerökologie

Einleitung

Kriebelmücken (Simuliidae) sind ökologisch bedeutsame Bewohner lotischer Gewässer. Als filtrierende Larven leisten sie einen wichtigen Beitrag zur Stoffumsetzung und stellen einen zentralen Bestandteil der benthischen Biozönose dar (Currie & Adler, 2007). Kriebelmücken haben nahezu alle Flusssysteme der Erde besiedelt – mit Ausnahme arider Wüsten und der Antarktis (Crosskey, 1990). Weltweit sind bisher 2.424 rezente und 17 fossile Arten beschrieben (Adler & Crosskey, 2024). Die Präimaginalstadien dieser Mücken sind auf schnellfließende Gewässerabschnitte spezialisiert. Fossilfunde belegen eine bemerkenswerte morphologische Konstanz über etwa 180 Millionen Jahre – ein Hinweis auf ihren evolutionären Erfolg, der vermutlich auf ihren komplexen Lebenszyklus zurückzuführen ist (Crosskey, 1990).

Wie viele andere blutsaugende Insekten sind adulte Weibchen bedeutende Vektoren von Parasiten (Dalmat, 1955). Neben der Übertragung des Erregers der Flussblindheit (*Onchocerca volvulus*) in Afrika (Blacklock, 1926) spielen sie auch eine wichtige Rolle bei der Übertragung von Parasiten auf Nutz- und Wildtiere (Bwangamoi, 1969; Wahl et al., 1991; Dohnal et al., 1990; Schulz-Key & Wenk, 1981; Moore IV & Noblet, 1974). Darüber hinaus können Massenauftritte von Kriebelmücken, wie etwa *Simulium colombaschense* 1923 in Rumänien, allein durch ihre Stiche zu erheblichen Viehverlusten führen (Dalmat, 1955).

Weniger beachtet wurde bisher, dass die aquatischen Präimaginalstadien der Kriebelmücken selbst als Wirte für Parasiten fungieren (Davies, 1959; Gassouma, 1969; Strickland, 1911). Besonders häufig werden die Puppen von Larven aquatischer Milben (Hydrachnida) befallen, deren Larvenstadium eine phoretisch-parasitische Lebensweise zeigt (Gerecke et al., 2006). Solche Wassermilben befallen regelmäßig aquatische Dipterenstadien, und ihre lange Koevolution hat zu einer enormen Artenvielfalt in beiden Taxa geführt (Martin & Gerecke, 2009). Der Befall von Kriebelmückenpuppen im Kokon durch Milbenlarven ist in Europa seit Langem dokumentiert (Davies, 1959), in Afrika aber offenbar nicht vorhanden. Bei dieser phoretisch-parasitischen Interaktion dringen Milbenlarven in den Kokon der Kriebelmückenpuppen ein und springen beim Schlupf auf die Imagines auf. Somit findet man, während die Larven der Kriebelmücken gemieden werden, auf adulten Mücken häufig Milbenlarven (Davies, 1959; Gledhill et al., 1982). Diese Interaktion (Abb. 3) ist bislang nicht vollständig aufgeklärt; vermutlich dient das Aufspringen auf

adulte Mücken der Kompensation der Abwärtsdrift im Fließgewässer (Renz et al., 2004), da auch die Mückenweibchen zur Oviposition tendentiell flussaufwärts fliegen.

Ein auffälliges morphologisches Merkmal der Kriebelmückenpuppen sind ihre Atemorgane, die artspezifisch ausgeprägt sind. Während viele Arten lange, fadenförmige Trachealorgane besitzen, weisen z. B. Vertreter der Gattung *Wilhelmia* kurze, gedrungen breite Atemfäden auf (Abb. 2, Abb. 1/C), die den Zugang zum Inneren des Kokons geradezu hermetisch versperren.

Ziel dieser Arbeit war es, zu prüfen, ob Befallsrate und -intensität durch Milbenlarven in Zusammenhang mit der Morphologie dieser Atemorgane stehen.

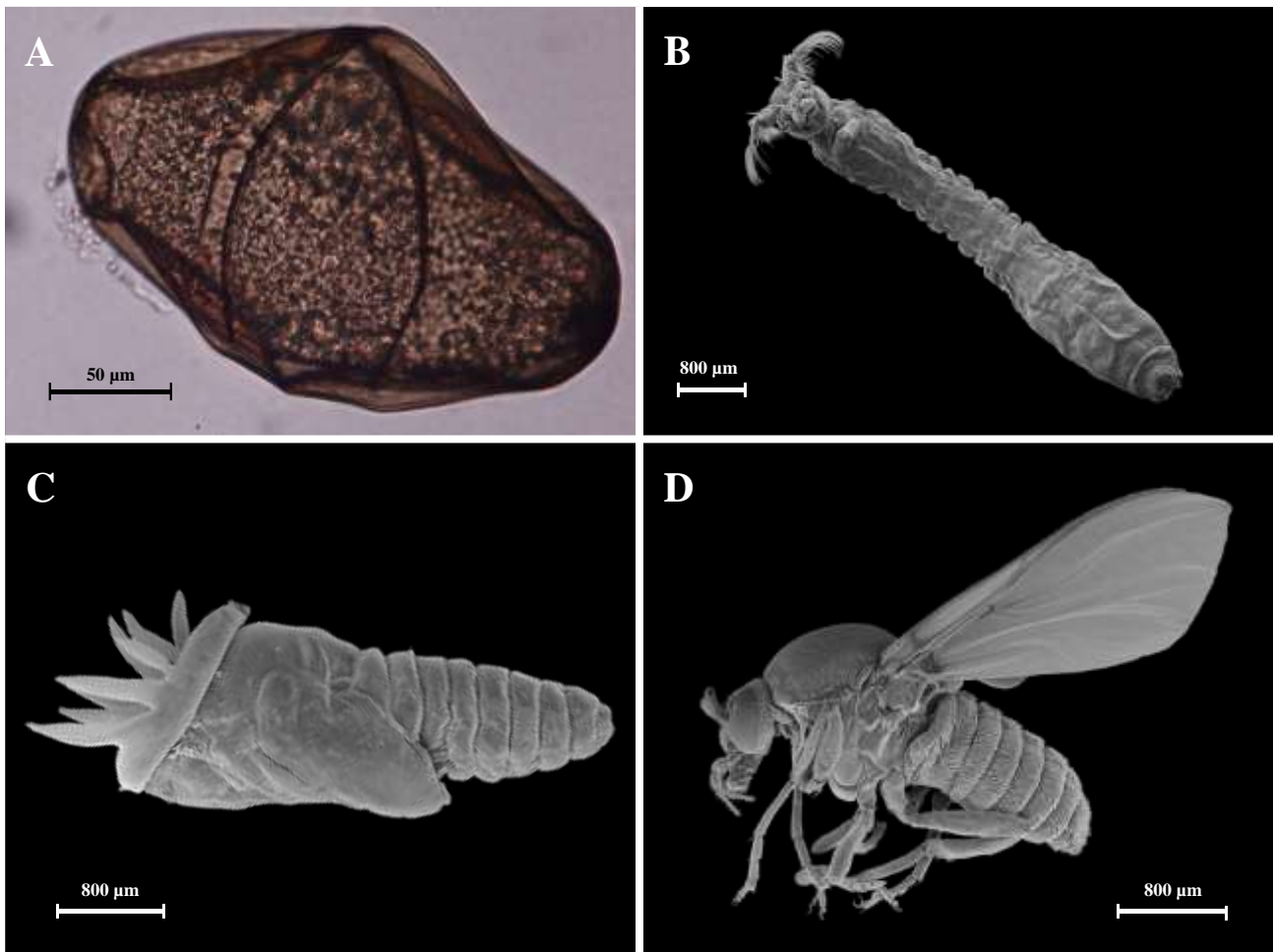


Abbildung 5: Lichtmikroskopische- und REM-Aufnahmen verschiedener Entwicklungsstadien von Kriebelmücken. A Lichtmikroskopische Aufnahme eines Simuliiden-Eis bei 630-facher Vergrößerung. B REM-Aufnahme einer Larve von *Simulium ornatum* s.l. C REM-Aufnahme einer Puppe von *Simulium (Wilhelmia) equinum* (Kokon entfernt). D REM-Aufnahme eines adulten Weibchens von *Simulium (Wilhelmia) equinum*. (Aufnahmen: Buser)

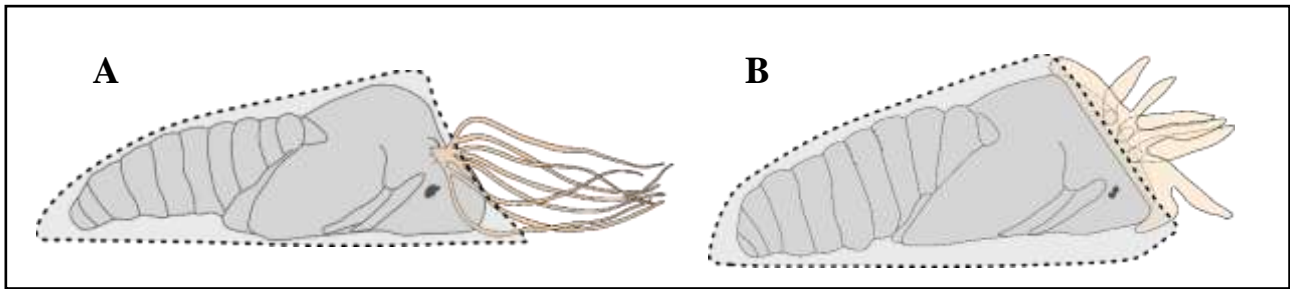


Abbildung 6: Schematische Darstellung von Kriebelmückenpuppen innerhalb des Kokons.
 A Zeichnung einer Puppe von *Simulium ornatum*.
 B Zeichnung einer Puppe von *Simulium (Wilhelmia) equinum*.

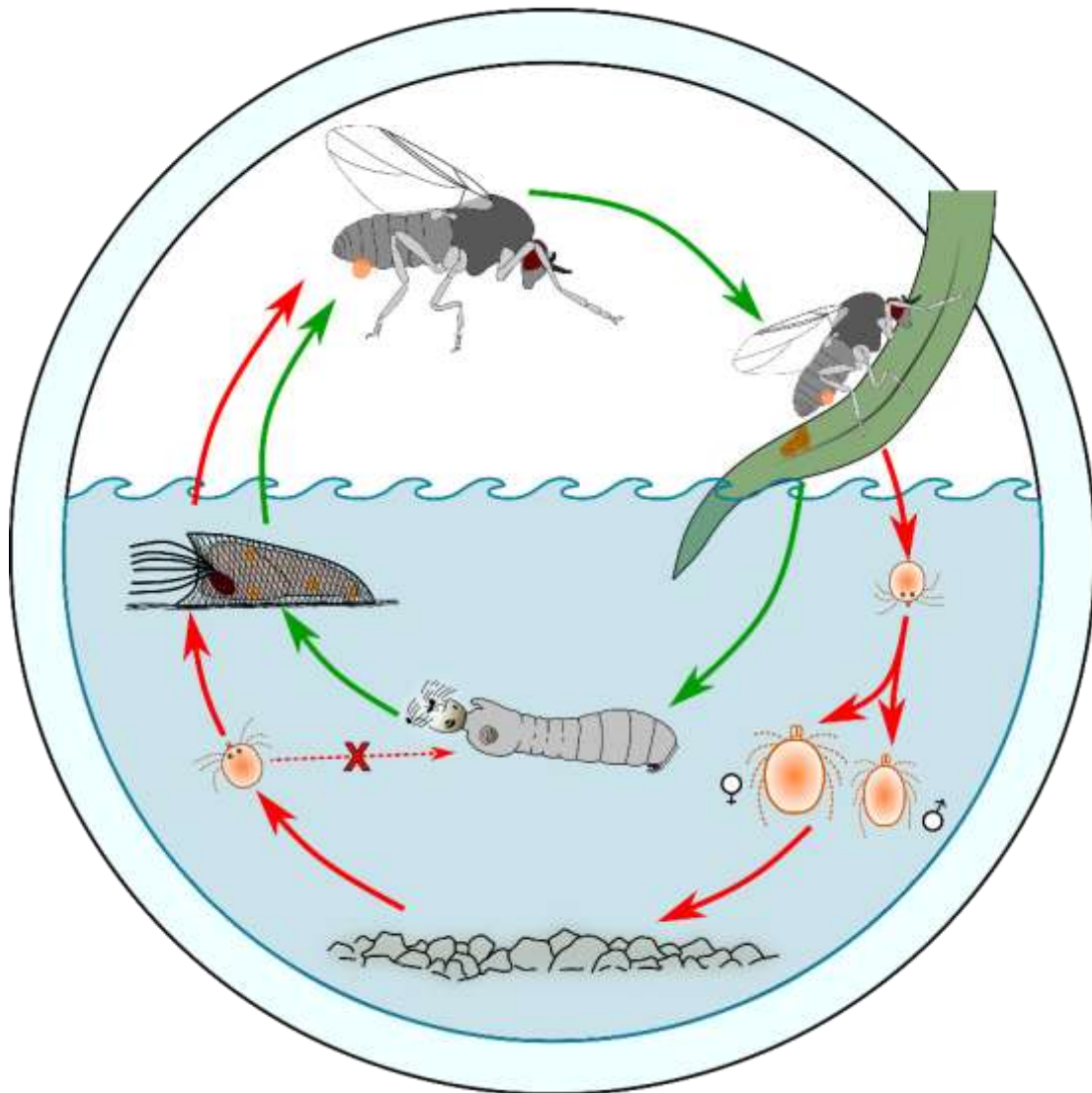


Abbildung 7: Schematische Darstellung des Lebenszyklus der Kriebelmücke (*Simulium* spp.) und Wassermilben (*Hydrachnida*). Die Abbildung zeigt die jeweiligen Entwicklungsstadien beider Organismen sowie die Phasen der parasitischen Interaktion: Befall der Kriebelmückenpuppe durch Milbenlarven, Übergang der Milben auf das adulte Insekt und anschließende Rückkehr der Milben in das aquatische Ökosystem. (Grafik: Buser)

Material und Methoden

Zur Untersuchung des Milbenbefalls wurden Kriebelmückenpuppen an insgesamt acht Probestellen in zwei Fließgewässern – der Ammer und dem Goldersbach – gesammelt. Die Probenahmen erfolgten am 26. Juni, 15. August und 26. September 2023, um mögliche zeitliche Schwankungen im Befallsgrad zu erfassen. Für die Analyse der Häufigkeitsverteilung der Milbenlarven pro Puppe wurden alle erfassten Puppen beider Gewässer berücksichtigt.

Für den Vergleich des Befalls zwischen Artengruppen wurden hingegen nur zwei Probestellen an der Ammer einbezogen, da ausschließlich dort Vertreter beider Gruppen mit den unterschiedlichen Formen der Atemfäden sympatrisch vorkamen. Die Puppen wurden mitsamt dem Substrat entnommen und unmittelbar in 70 % Ethanol fixiert. Im Labor erfolgte die Untersuchung der alkoholfixierten Puppen unter einer Stereolupe (Leitz, Wetzlar, Deutschland) bei bis zu 120-facher Vergrößerung auf das Vorhandensein von Milbenlarven. Zusätzlich wurde die Anzahl der Milbenlarven pro Puppe erfasst, um die Häufigkeitsverteilung des Parasitenbefalls quantitativ zu bestimmen.

Statistische Auswertung

Zur Prüfung eines möglichen Zusammenhangs zwischen der Befallshäufigkeit und den beiden Gruppen – *Simulium (Wilhelmia)* spp. (dicke Atemfäden) und *Simulium* spp. (dünne Atemfäden) – wurde der Chi-Quadrat-Test nach Pearson mit Yates-Korrektur durchgeführt:

$$X_{yates}^2 = \sum_{i=1}^N \frac{(|O_i - E_i| - 0.5)^2}{E_i}$$

wobei O_i die beobachtete Häufigkeit (befallen / nicht befallen), E_i die erwartete Häufigkeit und N die Gesamtanzahl aller Ereignisse ($a + b + c + d$; Tabelle 1) darstellt. Für Stichproben mit zu geringen Fallzahlen wurde zusätzlich ein Fisher's Exact Test angewendet.

Die statistische Analyse erfolgte mit dem Open-Source-Programm R (Version 4.3.2). Beide Gruppen wurden pro Brutplatz mit sympatrischem Vorkommen an den jeweiligen Probenahmeterminen miteinander verglichen. Abschließend wurde eine Gesamtauswertung aller Probenahmeterminen durchgeführt.

Tabelle 1: Kontingenztabelle zur Berechnung des Chi-Quadrat-Werts

	Befallen	Nicht befallen
Breite Atemfäden, verschlossener Kokon	a	b
Dünne Atemfäden, Offener Kokon	c	d

Ergebnisse

Häufigkeitsverteilung der Milbenlarven pro Puppe

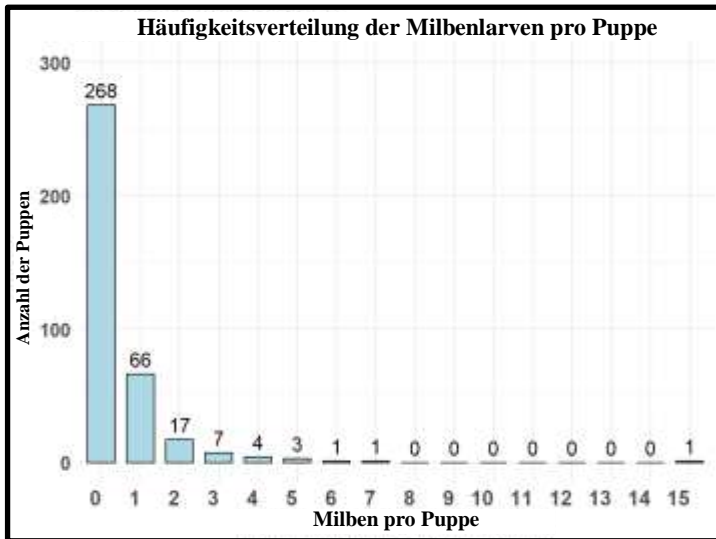


Abbildung 4: Häufigkeitsverteilung der Milbenlarven pro Puppe. Das Diagramm zeigt auf der x-Achse die Anzahl der Milbenlarven pro Puppe, einschließlich der Nullten Klasse (Puppenkokons ohne Milbenbefall).

Abbildung 5: Larven von *Sperchon* spp. Zwei Milbenlarven mit unterschiedlicher Körpergröße.

In den Kokons der Kriebelmückenpuppen wurden ausschließlich Larven der Milben (Abb. 5) beobachtet; Nymphen oder adulte Milben wurden nicht gefunden. Eine Bestimmung auf Artebene erfolgte nicht, jedoch fiel auf, dass sich die Milbenlarven innerhalb eines Puppenkokons häufig deutlich in Farbe und Größe unterschieden (Abb. 5). Nach Rücksprache mit Dr. Reinhard Gerecke wurden die Milben als Vertreter der Gattung *Sperchon* identifiziert.

Die Befallsintensität, also die Anzahl der Milbenlarven pro Puppe, folgt einer negativ-binomialen Verteilung (Abb. 4). Der Großteil der untersuchten Puppen (etwa 73 %) war nicht befallen. Entsprechend verteilten sich die Milbenlarven auf rund 27 % der Puppen. Der überwiegende Teil der befallenen Puppen wies ein (66 %) oder zwei (17 %) Milbenlarven auf. Deutlich seltener traten stärkere Befälle auf: 17 Puppen-Kokons beherbergten drei bis sieben Milbenlarven, und ein einzelnes Exemplar war sogar mit 15 Milbenlarven befallen (Abb. 4).

Vergleich der Befallsraten zwischen Arten mit breiten oder dünnen Atemfäden

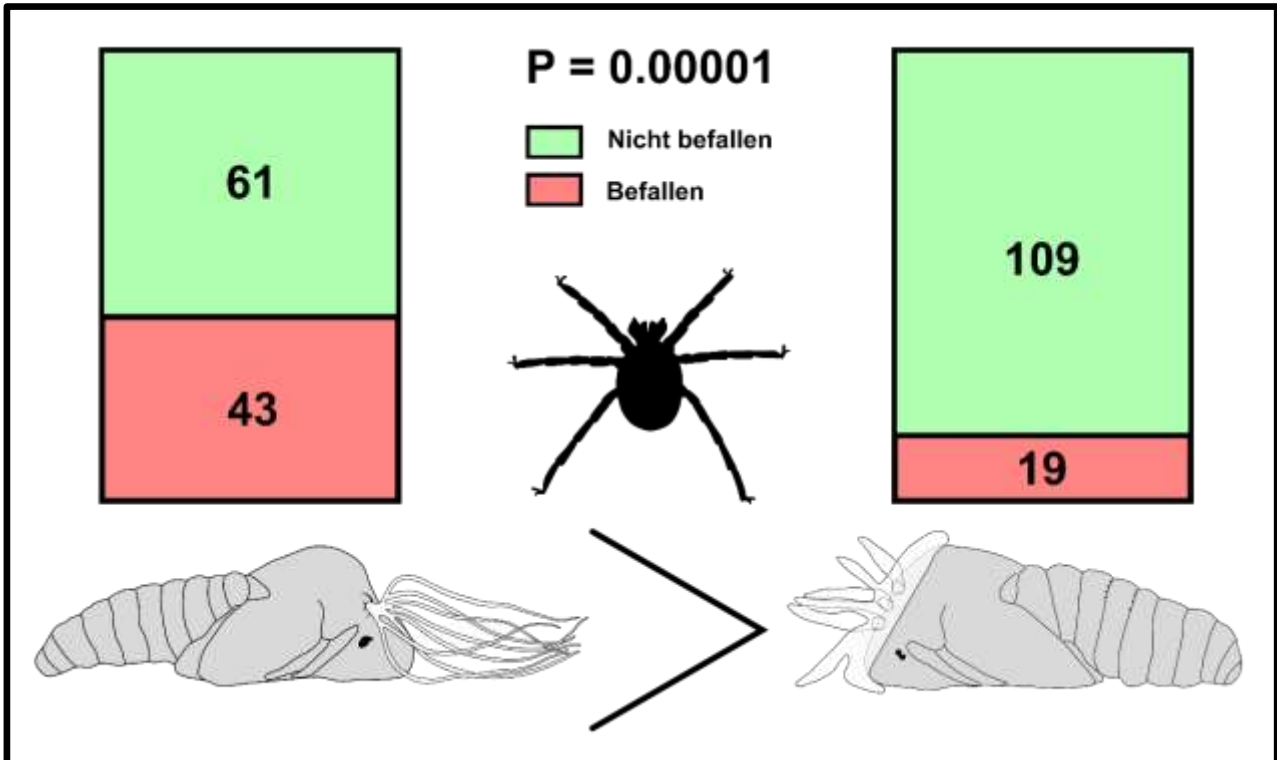


Abbildung 6: Ergebnisse des Chi-Quadrat-Tests (nach Pearson) für die Befallsrate mit Milbenlarven bei der Gesamtauswertung aller Probenahmeterminale an beiden Probestellen.

Bei der Gesamtauswertung aller Probenahmestellen und -termine, an denen beide Artengruppen sympatrisch vorkamen, zeigte sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen Befallsrate und Artengruppe ($p = 1,15 \times 10^{-5}$; $df = 1$; $\chi^2 = 19,25$). Insgesamt waren 14,8 % der Puppen von *Simulium* (*Wilhelmia*) spp. befallen, während 41,3 % der Puppen der Arten mit dünnen Atemfäden von Milbenlarven befallen waren (Abb. 6)

Diskussion

Die Befallsrate der Puppen mit Milbenlarven folgt einer negativen Binomialverteilung, was mit dem typischen Muster parasitärer Infestationen übereinstimmt (Renz, 1987).

Im Durchschnitt wiesen die befallenen Puppen der Arten mit dünnen Atemfäden 2,4 Milbenlarven pro Puppe auf, während in den *Wilhelmia*-Arten nur 1,26 Larven pro Puppe waren. Lange, dünne Fäden begünstigen offenbar den Befall, während die breiten, kurzen Atemfäden von *Simulium* (*Wilhelmia*) *equinum* das Eindringen der Milben erschweren. Dies unterstützt die Hypothese, dass die Form der Atemfäden in Kombination mit dem Verschluss der Kokonöffnung einen mechanischen Schutz bietet.

Trotzdem wurden Milbenlarven auch in *Wilhelmia*-Puppen gefunden, was darauf hinweist, dass ein Befall auch hier möglich und unter bestimmten Bedingungen lohnenswert sein kann. Das Eindringen in den Kokon ist zwar durch die breiten und kurzen Atemfäden erschwert, bietet den Milben aber potenziell einen Vorteil: Es könnte ihnen ermöglichen dem Konkurrenzkampf in anderen Kokons zu entgehen. Somit könnte der Aufwand des Eindringens durch den Nutzen – weniger Konkurrenz um Ressourcen, Schutz oder Raum – ausgeglichen werden.

Allerdings ist bisher unklar, was die Milbenlarven im Inneren der Kokons genau tun. Es ist nicht bekannt, ob, oder was sie dort fressen, ob sie wachsen oder welchen konkreten Nutzen sie daraus ziehen. Ebenso bleibt offen, ob das Eindringen nur der Kompensation einer Abwärtsdrift dient oder ob es zugleich Lebensraum und Schutz für die Milben bietet (Martin & Gerecke, 2009).

Befallsmuster scheinen zudem von Art, Standort und Zeit abhängig zu sein. Diese Ergebnisse stimmen mit früheren Studien überein (Gledhill et al., 1982, López-Peña et al. 2022, Rauhöft, 2021) und weisen auf die Komplexität der Interaktion zwischen Milben und Kriebelmücken hin.

Schlussfolgerung

Puppen der Gattung *Wilhelmia* sind deutlich seltener von Wassermilbenlarven befallen als Arten mit dünnen, langen Atemfäden – vermutlich aufgrund morphologischer Unterschiede der Trachealorgane und der damit verbundenen höheren Eindringhürde.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen meiner Masterarbeit. Mein besonderer Dank gilt PD Dr. Alfons Renz für die engagierte Betreuung und fachliche Unterstützung. Für die Bereitstellung der technischen Ausstattung sowie die Hilfe bei der Elektronenmikroskopie danke ich Dr. Margarita Yarvoskaya und Monika Meinert (TA REM). Ebenso danke ich M.Sc. Abebual Yilak für die Unterstützung beim Sammeln der Kriebelmücken sowie Prof. Dr. Reinhard Gerecke für die wertvollen Hinweise und seine Expertise zu Wassermilben.

Literatur

- Adler, P. H., & Crosskey, R. W. (2024). World blackflies (Diptera: Simuliidae): a comprehensive revision of the taxonomic and geographical inventory. 2020. *Zootaxa* (1), 1-147.
- Blacklock, D. (1926). The development of *Onchocerca volvulus* in *Simulium damnosum*. *Annals of Tropical Medicine & Parasitology*, 20(1), 1-48.
- Bwangamoi, O. (1969). *Onchocerca ochengi* new species, an intradermal parasite of cattle in East Africa. *Bulletin of epizootic diseases of Africa*, 17(3), 321-335.
- Crosskey, R. W. (1990). The natural history of blackflies. John Wiley & Sons Ltd.
- Currie, D. C., & Adler, P. H. (2007). Global diversity of black flies (Diptera: Simuliidae) in freshwater (E. Balian, C. Lévêque, H. Segers, & K. Martens, Eds. Vol. Development in Hydrobiology, 198). Springer, Dordrecht.
- Dalmat, H. T. (1955). The black flies (Diptera, Simuliidae of Guatemala and their role as vectors of onchocerciasis. *Smithsonian Miscellaneous Collections*, 125, 425.
- Davies, D. M. (1959). The parasitism of black flies (Diptera, Simuliidae) by larval water mites mainly of the genus *Sperchon*. *Canadian Journal of Zoology*, 37(3), 353-369.
- Dohnal, J., Blinn, J., Wahl, G., & Schulz-Key, H. (1990). Distribution of microfilariae of *Onchocerca lienalis* and *Onchocerca gutturosa* in the skin of cattle in Germany and their development in *Simulium ornatum* and *Culicoides nubeculosus* following artificial infestation. *Veterinary Parasitology*, 36(3-4), 325-332.
- Gassouma, M. S. S. (1969). Endoparasites of *Simulium ornatum* MG. in South England, with special reference to larval parasitisation. PhD thesis, London School of Hygiene & Tropical Medicine.
- Gerecke, R., Weigmann, G., Wohltmann, A., & Wurst, E. (2006). Order Acari-General introduction and key to the major groups (R. Gerecke, Ed. Vol. Süßwasserfauna von Mitteleuropa, 7/2-1 Chelicerata: Araneae/Acari I). Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg.
- Gledhill, T., Cowley, J., & Gunn, R. (1982). Some aspects of the host:parasite relationships between adult blackflies (Diptera; Simuliidae) and larvae of the water- mite *Sperchon setiger* (Acari; Hydrachnellae) in a small chalk stream in southern England. *Freshwater biology*, 12(4), 345-357.

- López-Peña, D., Gerecke, R., García-Roger, E. M., Martin, P., & Jiménez-Peydró, R. (2022). Parasite-host relationships of water mites (Acari: Hydrachnidia) and black flies (Diptera: Simuliidae) in southeastern Spain. *Parasites & Vectors*, 15(474), 1- 19.
- Martin, P., & Gerecke, R. (2009). Diptera as hosts of water mite larvae-an interesting relationship with many open questions. *Lauterbornia*, 68, 95-103.
- Moore IV, H. S., & Noblet, R. (1974). Flight range of *Simulium slossonae*, the primary vector of *Leucocytozoon smithi* of Turkeys in South Carolina. *Environmental Entomology*, 3(3), 365-369.
- Rauhöft, L. (2021). Population dynamics of *Simulium* blackfly preimaginal stages and their parasitic Spermite mites in the rivers Ammer and Goldersbach near Tübingen Master thesis. Eberhard-Karls Universität Tübingen.
- Renz, A. (1987): Studies on the dynamics of transmission of onchocerciasis in a Sudan-savanna area of North Cameroon. III. Infection rates of *Simulium* vectors and *Onchocerca volvulus* transmission potentials. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology*, 81, 239-252.
- Renz, A., Gerecke, R., & Martin, P. (2004). Parasitic mites (Acari: Hydrachnidia) on pupae and adults of Simuliidae (Insecta: Diptera). *DGaaE-Nachrichten*, 18, 121- 122.
- Schulz-Key, H., & Wenk, P. (1981). The transmission of *Onchocerca tarsicola* (Filarioidea: Onchocercidae) by *Odagmia ornata* and *Prosimulium nigripes* (Diptera: Simuliidae). *Journal of Helminthology*, 55(3), 161-166.
- Strickland, E. (1911). Some parasites of *Simulium* larvae and their effects on the development of the host. *The Biological Bulletin*, 21(5), 302-338-301.
- Wahl, G., Ekale, D., Enyong, P., & Renz, A. (1991). The development of *Onchocerca dukei* and *O. ochengi* microfilariae to infective-stage larvae in *Simulium damnosum s.l.* and in members of the *S. medusaeforme* group, following intra-thoracic injection. *Annals of Tropical Medicine & Parasitology*, 85(3), 329-337.

Brücken bauen durch aquatische Phänologie: EUPHORIA – Ein europaweites Netzwerk von Nachwuchswissenschaftler:innen

Simon Wentrutt¹, Anne Lewerentz², Benjamin Misteli³ & EUPHORIA Project Team⁴

¹ Department Fließgewässerökologie, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, Deutschland; simon.wentrutt@ufz.de

² Institut für Geographie und Geoökologie (IFGG), Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Kaiserstr. 12, 76131 Karlsruhe, Deutschland; anne.lewerentz@kit.edu

³ WasserCluster Lunz, Dr. Carl Kupelwieser Promenade 5, A-3293 Lunz am See, Österreich; benjamin.misteli@wcl.ac.at

⁴ 5. FreshProject vergeben von der European Federation of Freshwater Societies; Komplette Liste der Autor:innen: <https://euphoria-fresh.jimdofree.com/project-1/outreach/full-authors-list/>

Keywords: Makrophyten, Phänologie aquatischer Pflanzen, FreshProject, Nachwuchswissenschaftler:innen

Einleitung

Makrophyten spielen eine zentrale Rolle für die Funktionsweise von Süßwasserökosystemen. Als Primärproduzenten beeinflussen sie die Nährstoffdynamik, verbessern die Wassertransparenz, stabilisieren Uferzonen und bieten zahlreichen Organismen Lebensraum und Nahrung (Thomaz 2021). Ihr Wachstum und ihre Verbreitung werden maßgeblich durch Umweltfaktoren wie Lichtverfügbarkeit, Temperatur, Nährstoffgehalt, Substratbeschaffenheit sowie durch natürliche und anthropogene Störungen beeinflusst (Bornette & Puijalon 2011).

Die Phänologie, also die zeitliche Abfolge saisonaler Entwicklungsstadien, wird bei terrestrischen Pflanzen bereits seit langem erforscht und gilt als sensibler Indikator für klimatische Veränderungen (Piao et al. 2019; Tang et al. 2016). Das Wissen über die phänologischen Merkmale aquatischer Pflanzenarten ist hingegen begrenzt (Botrel et al. 2024; Dalla Vecchia et al. 2020). Besonders die räumliche Variabilität phänologischer Ereignisse entlang klimatischer Gradienten sowie die Auswirkungen dieser Veränderungen auf ökologische Interaktionen sind bislang kaum untersucht. Dies erschwert nicht nur die Modellierung des Wachstums von Makrophyten unter zukünftigen Klimaszenarien (Lewerentz et al. 2023), sondern auch die Entwicklung effektiver Managementstrategien für Gewässer, etwa zur Kontrolle invasiver Arten (Godoy et al. 2009).

Langfristige Zeitreihen zur Phänologie aquatischer Pflanzen fehlen weitgehend und bestehende Studien konzentrieren sich häufig auf einzelne Gewässer oder priorisieren einfach zugängliche Wuchsformen wie emerse, schwimmende und schwimblatt-tragende Arten (Hou et al. 2019; Villa et al. 2018). Submerse Arten sind hingegen unterrepräsentiert, obwohl erste Studien zeigen, dass phänologische Ereignisse – etwa bei Characeen – zwischen verschiedenen Regionen Europas um bis zu 40 Tage variieren können (Calero et al. 2017). Ein breit angelegter räumlicher Vergleich könnte hier wertvolle Erkenntnisse liefern und langfristige Studien ergänzen.

Vor diesem Hintergrund hat das Projekt **EUPHORIA – European Plant Phenology Research in Aquatic Systems** zwei zentrale Ziele: (1) die Verbesserung des Verständnisses der Phänologie aquatischer Makrophyten entlang klimatischer und geografischer Gradienten in Europa sowie (2) der Aufbau eines inklusiven, interdisziplinären Netzwerks von Nachwuchswissenschaftler:innen im Bereich der Limnologie. Mithilfe einer europaweit standardisierten Probenahme während der Vegetationsperiode 2025 sowie begleitender Schulungs- und Kommunikationsformate sollen ein hochwertiger, vergleichbarer Datensatz generiert und neue Erkenntnisse gewonnen werden. Zudem soll die wissenschaftliche Zusammenarbeit gestärkt werden. EUPHORIA ist das fünfte „FreshProject“, das von der **European Federation for Freshwater Sciences (EFFS)** und ihrer Nachwuchsorganisation **EFYR (European Fresh and Young Researchers)** organisiert wird. Es wird von zehn nationalen limnologischen Gesellschaften finanziert, darunter auch die Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Unter der Leitung von Anne Lewerentz (Postdoc am Karlsruher Institut für Technologie und DGL Mitglied) und Benjamin Misteli (Postdoc am WasserCluster Lunz, Österreich) haben sich so über 110 Junglimnolog:innen aus 22 europäischen Ländern zusammengeschlossen, um dieses Forschungsprojekt über einen Zeitraum von zwei Jahren gemeinsam durchzuführen (siehe Abbildung 1 a). Darunter befinden sich 25 Mitglieder der DGL. Neben der gemeinsamen Forschung ist es ein Ziel der FreshProjects die Zusammenarbeit und Vernetzung von Junglimnolog:innen in Europa zu verbessern. Den Teilnehmenden, Student:innen bis hin zu Postdocs am Anfang ihrer Karriere (siehe Abbildung 1 b), soll die Möglichkeit geboten werden, voneinander und miteinander zu lernen.

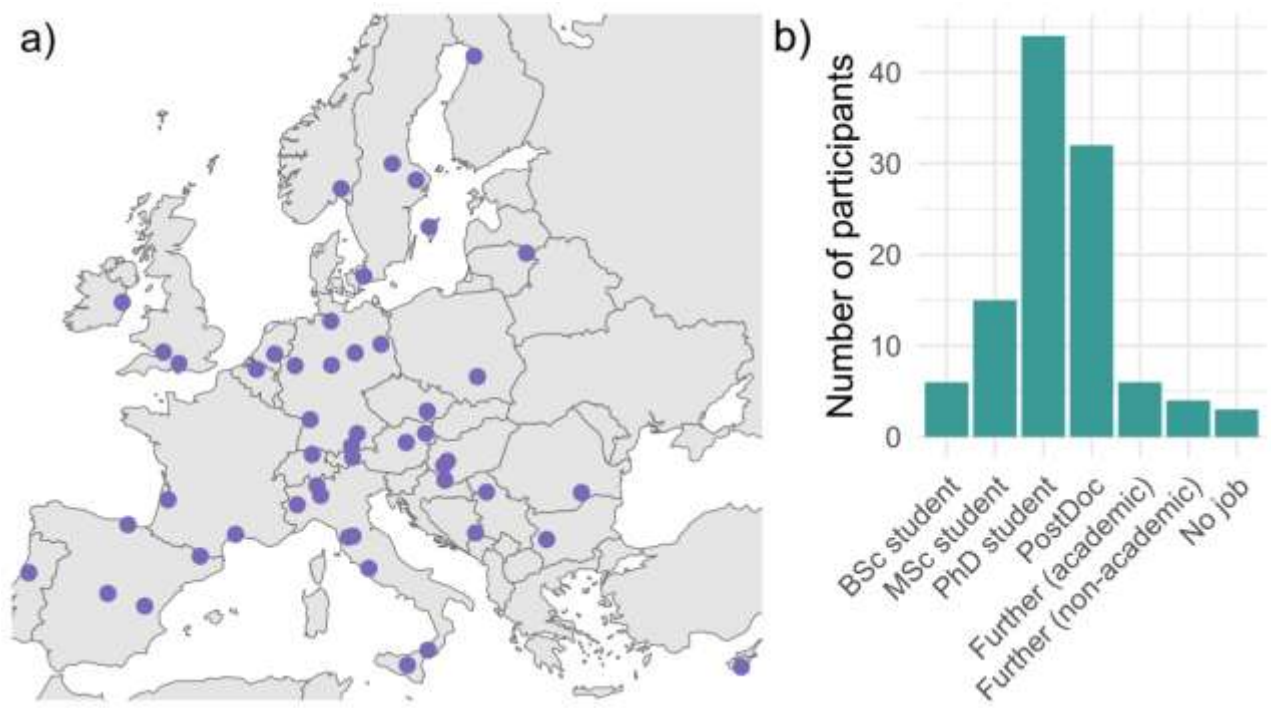


Abb. 8: Arbeitsorte (a) und Karrierestufen (b) der Projektmitglieder von EUPHORIA.

Feldmethoden

Das Projekt EUPHORIA basiert auf einem zweigeteilten Ansatz: einer europaweit koordinierten Probenahme-Kampagne sowie einem ergänzenden Citizen-Science-Modul, mit dem der Datensatz erweitert werden soll. Von April bis Oktober 2025 erfassen die Teilnehmenden an jedem Standort an mindestens einem lokal zugänglichen Gewässer phänologische Merkmale ausgewählter Wasserpflanzenarten. Die Untersuchung konzentriert sich auf fünf Arten (Abbildung 2) mit unterschiedlichen Wuchsformen: submers (*Myriophyllum spicatum*, *Elodea nuttallii*, *Elodea canadensis*), schwimmblatt-tragend (*Nuphar lutea*) und emers (*Phragmites australis*). Für jede Art werden 15 Pflanzenmerkmale mit Fokus auf phänologische Merkmale dokumentiert und durch Umweltparameter wie Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit und Nährstoffgehalte der jeweiligen Gewässer ergänzt.

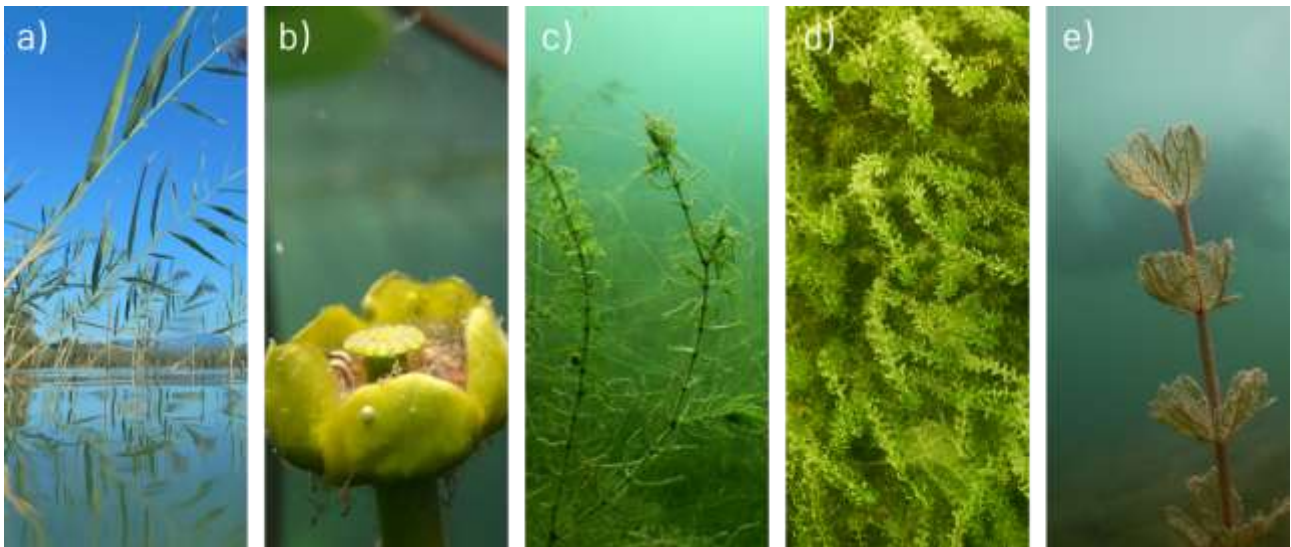


Abb. 2: Die Zielarten des Projektes: *Phragmites australis* (a), *Nuphar lutea* (b), *Elodea nuttallii* (c), *Elodea canadensis* (d) und *Myriophyllum spicatum* (e).

Um eine vergleichbare Datenerhebung unabhängig von technischer Ausstattung und Standortbedingungen zu gewährleisten, standardisierten wir die Methodik in einem kollaborativ entwickelten Leitfaden. Zur bildbasierten Erfassung der Blattfläche nutzen wir einheitliche Kits mit Farbtafeln und QR-Codes. Die Auswahl der Gewässer und Arten erfolgte standortspezifisch unter Berücksichtigung der lokalen Verfügbarkeit und Zugänglichkeit.

Derzeitiger Projektstand

Die Feldkampagne startete mit Beginn der Vegetationsperiode im April 2025 (Abbildung 3). Bis September haben 30 Teams Daten aus bis zu drei Probenahmestellen pro Team bereitgestellt. Die am häufigsten erfasste Art war *Phragmites australis* (22 Teams), gefolgt von *Myriophyllum spicatum* (12 Teams), *Nuphar lutea* (11 Teams) und *Elodea nuttallii* (8 Teams). *Elodea canadensis* wurde nur von zwei Teams gefunden und beprobt.

Unsere interne Kommunikation ist geprägt vom regen Austausch zu den Methoden, zur Artbestimmung, und organisatorischen Fragen, aber auch Stellenausschreibungen und andere Informationen werden geteilt. Ergänzend finden regelmäßige informelle Zoom-Treffen statt, um die soziale Vernetzung zu fördern. Zur fachlichen Weiterbildung und Information der Teilnehmenden wurden die „EUPHORIA Talks“ ins Leben gerufen – eine digitale Workshop-Reihe mit externen Fachleuten und Expert:innen aus dem Projekt, deren Inhalte über YouTube für alle Projektmitglieder zugänglich sind.



Abb. 3: Probenahme am Salbker See 2 in Magdeburg im Juli (a) und im Oktober (b) zur letzten Probenahme.

Die ersten Ergebnisse wurden schon auf Konferenzen wie der “7th Fresh Blood for Fresh Water Conference”, “Czech Limnological Society conference”, “14th Symposium for European Freshwater Sciences - SEFS2014”, “17th International Aquatic Plants Group (IAPG) conference” und dem Jährlichen Treffen der DGL 2025 vorgestellt. Auf den Konferenzen ist die Zugehörigkeit zum Projekt für die Projektmitglieder auch eine Möglichkeit, persönliche Kontakte untereinander zu knüpfen oder zu vertiefen. All dies zeigt, dass ein europaweites Netzwerk von Nachwuchswissenschaftler:innen schon jetzt erfolgreich aufgebaut und aktiviert werden konnte. Die hohe Beteiligung und das Engagement der Projektmitglieder unterstreichen das Potenzial kollaborativer Forschungsansätze in der Limnologie.

Ausblick

Nach dem Ende der Vegetationsperiode im Oktober 2025 beginnt für uns die Phase der Datenauswertung und des Zusammentragens der Ergebnisse für eine wissenschaftliche Publikation. Zur Erweiterung unseres Datensatzes entwickeln wir Methoden zur automatisierten Blattflächenermittlung und führen meteorologische Datenreihen für die Probenahmestellen zusammen. Parallel dazu ist das kollaborative Schreiben eines Review-Artikels geplant, um aktuell bestehende Forschungslücken zu identifizieren.

Wir werden EUPHORIA weiterhin auf limnologischen Fachtagungen vorstellen und den Projektfortschritt über Social-Media-Kanäle sowie die Projektwebsite kommunizieren. Der Citizen-Science-Ansatz soll im Jahr 2026 weiter ausgebaut werden, um die gesellschaftliche Relevanz der aquatischen Phänologie zu betonen und die Datenbasis langfristig zu erweitern.

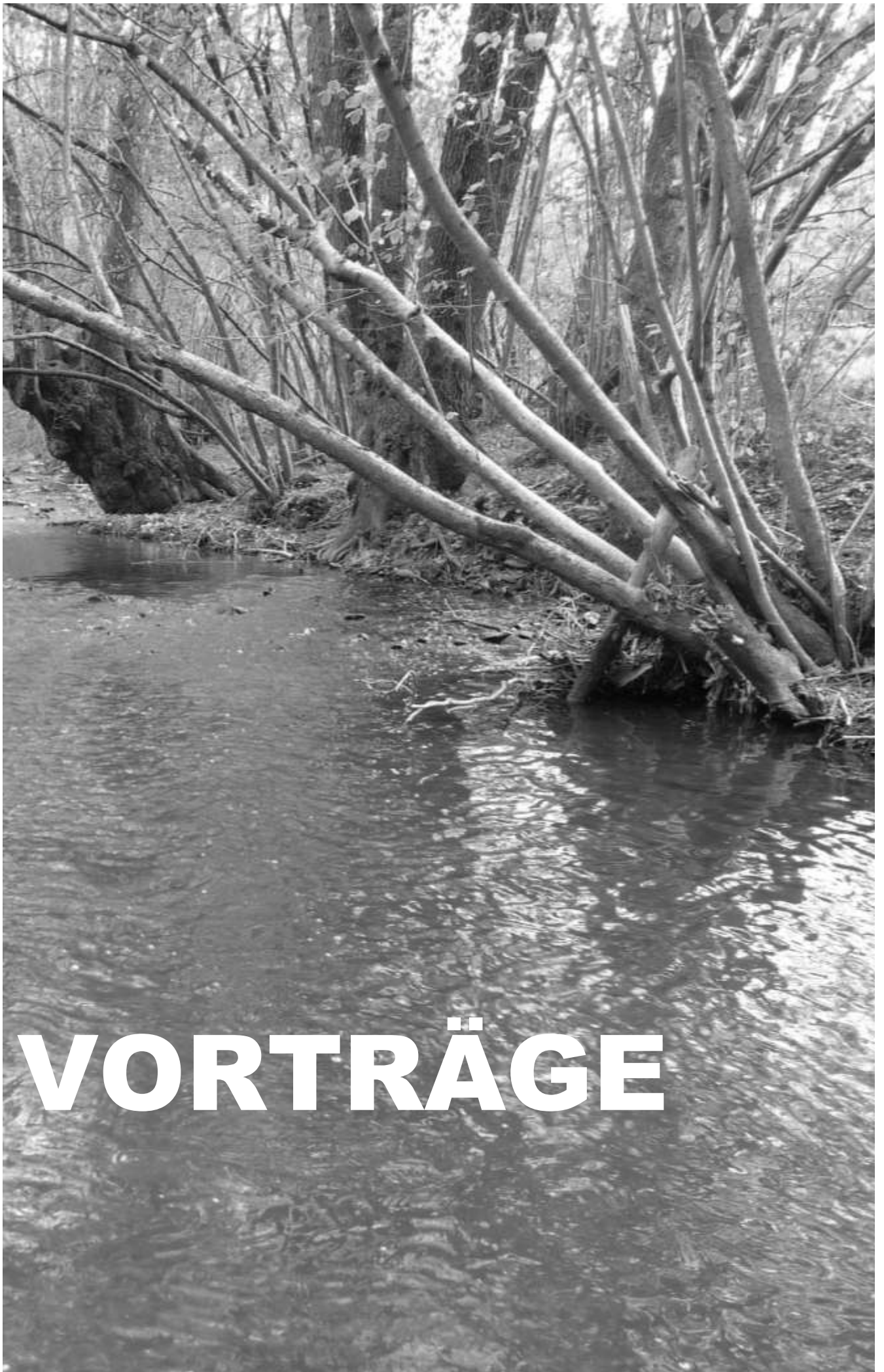
Website: <https://euphoria-fresh.jimdofree.com/>

Instagram: https://www.instagram.com/euphoria_freshproject

LinkedIn: <https://www.linkedin.com/company/euphoria-freshproject>

Literatur

- Bornette, G., & Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: A review. *Aquatic Sciences*, 73(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0162-7>
- Botrel, M., Maranger, R., Alirangues Nuñez, M. M., Kazanjian, G., Kosten, S., Velthuis, M., & Hilt, S. (2024). Changing phenology of benthic primary producers in inland waters: Current knowledge and future directions. *Limnology and Oceanography Letters*, 9(4), 340–353. <https://doi.org/10.1002/lol2.10381>
- Calero, S., Auderset Joye, D., Rey-Boissezon, A., & Rodrigo, M. A. (2017). Time and heat for sexual reproduction: Comparing the phenology of *Chara hispida* of two populations at different latitudes. *Aquatic Botany*, 136, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.09.011>
- Dalla Vecchia, A., Villa, P., & Bolpagni, R. (2020). Functional traits in macrophyte studies: Current trends and future research agenda. *Aquatic Botany*, 167, 103290. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103290>
- Godoy, O., Richardson, D. M., Valladares, F., & Castro-Díez, P. (2009). Flowering phenology of invasive alien plant species compared with native species in three Mediterranean-type ecosystems. *Annals of Botany*, 103(3), 485–494. <https://doi.org/10.1093/aob/mcn232>
- Hou, X., Chen, X., Liu, W., Feng, L., & Ali, T. A. (2019). Changes in the wetland vegetation growth patterns in large lakes on the Yangtze Plain. *International Journal of Remote Sensing*, 40(11), 4290–4301. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1562583>
- Lewerentz, A., Hoffmann, M., Hovestadt, T., Raeder, U., & Sarmiento Cabral, J. (2023). Synergistic effects between global warming and water quality change on modelled macrophyte species richness. *Oikos*, 2023(10), e09803. <https://doi.org/10.1111/oik.09803>
- Piao, S., Liu, Q., Chen, A., Janssens, I. A., Fu, Y., Dai, J., Liu, L., Lian, X., Shen, M., & Zhu, X. (2019). Plant phenology and global climate change: Current progresses and challenges. *Global Change Biology*, 25(6), 1922–1940. <https://doi.org/10.1111/gcb.14619>
- Tang, J., Körner, C., Muraoka, H., Piao, S., Shen, M., Thackeray, S. J., & Yang, X. (2016). Emerging opportunities and challenges in phenology: A review. *Ecosphere*, 7(8), e01436. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1436>
- Thomaz, S. M. (2021). Ecosystem services provided by freshwater macrophytes. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04739-y>
- Villa, P., Pinardi, M., Bolpagni, R., Gillier, J.-M., Zinke, P., Nedelcuț, F., & Bresciani, M. (2018). Assessing macrophyte seasonal dynamics using dense time series of medium resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 216, 230–244. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.06.048>



VORTRÄGE

Erfolgskontrolle zur Renaturierung der Lenne in Hagen

Jörg Drewenskus

¹ Obere Wasserbehörde, Bezirksregierung Arnsberg, Märkische Straße 8-10, 44135 Dortmund,
joerg.drewenskus@bra.nrw.de

Keywords: wasserbauliche Historie, Renaturierung, Erfolgskontrolle, E-Befischung, Uferlaufkäfer, Vegetationsentwicklung

Einleitung

Von 2019-2024 wurde die Lenne in Hagen (Nordrhein-Westfalen) in drei Bauabschnitten renaturiert. Anlass war die in den 1970er Jahren hier erfolgte Verlegung und Begradigung der Lenne zur Anlage eines großflächigen Industriegebietes. Im Juni 2024 wurde der 3. Bauabschnitt abgeschlossen. Damit ergibt sich insgesamt eine über 3 km lange Renaturierungsstrecke. Als bedeutende Maßnahme in NRW wird dieses Projekt seit dem Frühjahr 2025 mit einem umfangreichen Gewässer- und Auen-Monitoring belegt. Die Untersuchungen erfolgen in den Jahren 2025-2026. Erste Ergebnisse aus den Bereichen Uferlaufkäfer, E-Befischung, Flora sowie die wasserbauliche Historie der 1970er Jahre werden in diesem Beitrag vorgestellt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Projektgebiet befindet sich in Nordrhein-Westfalen, im Regierungsbezirk Arnsberg, im Schnittpunkt der Flüsse Ruhr und Lenne. Es liegt etwa 3 km oberhalb der Lennemündung in die Ruhr. Die Lenne ist der größte Zufluss der Ruhr. Die Lenne ist in den 1970er Jahren zur Schaffung eines großen Gewerbe-/Industriegebietes verlegt und ausgebaut worden. 1971 wurde dazu ein Grundsatzbeschluss gefasst unter dem Namen "Städtebaulicher Entwicklungsbereich unteres Lenne Tal". Dieses Großprojekt sah die Begradigung und Verkürzung der Lenne zur Schaffung von Wohnbau-, Industrie- und Gewerbeflächen vor (STADT HAGEN 1973). Vom damaligen Investitionsvolumen von 150 Millionen DM (WESTFALENPOST HAGEN 1971) dürfte der Wasserbauanteil geschätzt jedoch nur etwa 20 Millionen DM betragen haben.

Die Abb. 1 zeigt diesen Entwicklungsbereich, den Lenneplan. Blau dargestellt ist die im gestreckten Verlauf verlaufende Lenne von rechts nach links. Die mit Quadraten (schwarz) belegten Flächen sind die Industrie-/ Gewerbeflächen, die schwarz gefüllten Bereiche Wohnbauflächen (BLANK, R., MARRA, S. u. G.E. SOLLBACH 2008). Das Luftbild aus dem Jahr 1969 (s. Abb. 2) zeigt die in der Mitte verlaufende Brücke der A 45 Sauerlandlinie, die das Projektgebiet in einen westlichen und östlichen Teil teilt. Am linken oberen Bildrand (beige Ellipse) lässt sich schon das im Bau befindliche Gewerbegebiet mit Erschließungsstraßen erkennen. Die Lenne floss zu diesem Zeitpunkt in weiten Bögen durch die Aue.

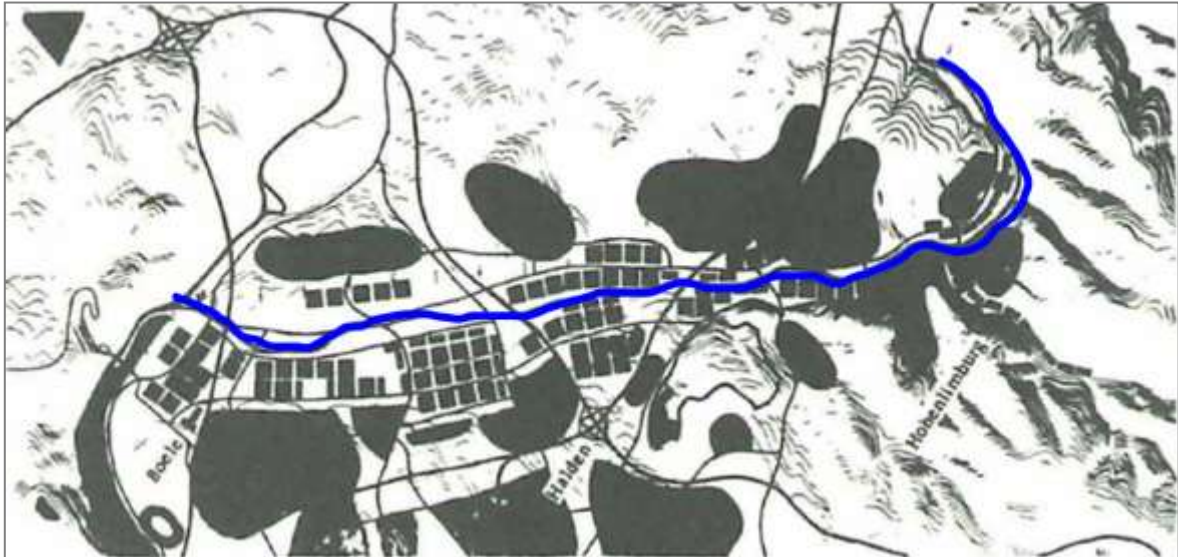


Abb. 1: Der Lenneplan, Erläuterungen im Text, aus: BLANK, R.; MARRA, S. u. G.E. SOLLBACH, 2008, verändert

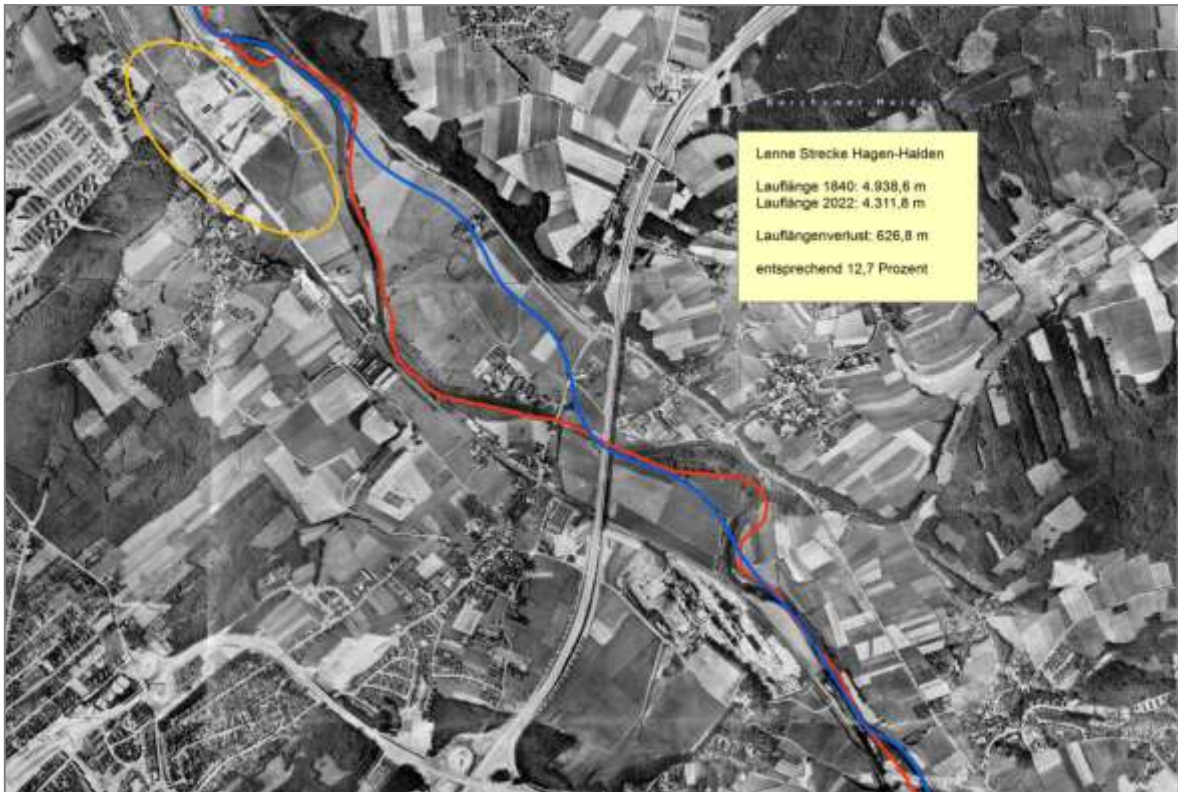


Abb. 2: Das Luftbild aus dem Jahr 1969 zeigt den alten Lenneverlauf (rot) sowie die verlegte Lenne (blau), die beginnende Erschließung des Industriegebiets (beige), Geobasis NRW 2022, verändert

Die große Verlegung fand im Zeitraum 1977-1982 statt und führte zur Laufverkürzung durch Wegfall von einer großen und einer kleinen Lenne-Schleife (STADT HAGEN 1975a). 1972 gab es dazu vorbereitend einen Laborversuch an der damaligen Staatlichen Ingenieurschule Siegen, der heutigen Universität Siegen (STADT HAGEN 1972). Im Wasserlabor wurde die Lenne im Maßstab 1 : 10 modelliert (s. Abb. 3). Als Bemessungsabfluss wurde ein Sommermittelwasser mit 23 m³/s im unteren Trapezprofil zugrunde gelegt. Die Abflussleistung des Ausbauprofils betrug 104-112 m³/s im oberen Trapezprofil.



Abb. 3: Laborversuch zur Lenneverlegung in Hagen/Westfalen; STADT HAGEN (1972), Reproduktion: J. Drewenskus

Bestandteil der Planungsunterlagen war auch ein landschaftspflegerischer Begleitplan (STADT HAGEN (1975b), der in einem Auszug (s. Abb. 4) dargestellt ist. Obwohl es damals noch keine Eingriffsregelung gab, wurde die Verlegung des Flusses mit entsprechenden Gehölzanpflanzungen flankiert. So wurden Gehölzgalerien mit Weiß-Pappelhybriden im Pflanzenabstand 10 x 10 m bzw. 10 x 15 m im 45° Winkel zur Fließrichtung in 3-4 Reihen angepflanzt. Ebenso wurden Weidenstecklinge und Schwarzerlen in die Ufer-Schulterbefestigung eingebaut. Die Bilanz des landschaftspflegerischen Begleitplanes kam zu dem Schluss, dass durch die umfangreichen Anpflanzungen (mehr als 10.000 Gehölze) die neu geschaffene Lenne einen höheren biologischen Wert aufweisen würde, als der Vorzustand. Zuvor war die Lenne in großen und kleinen Windungen im Grünland mit nur wenigen Einzelgehölzen am Ufer geflossen.

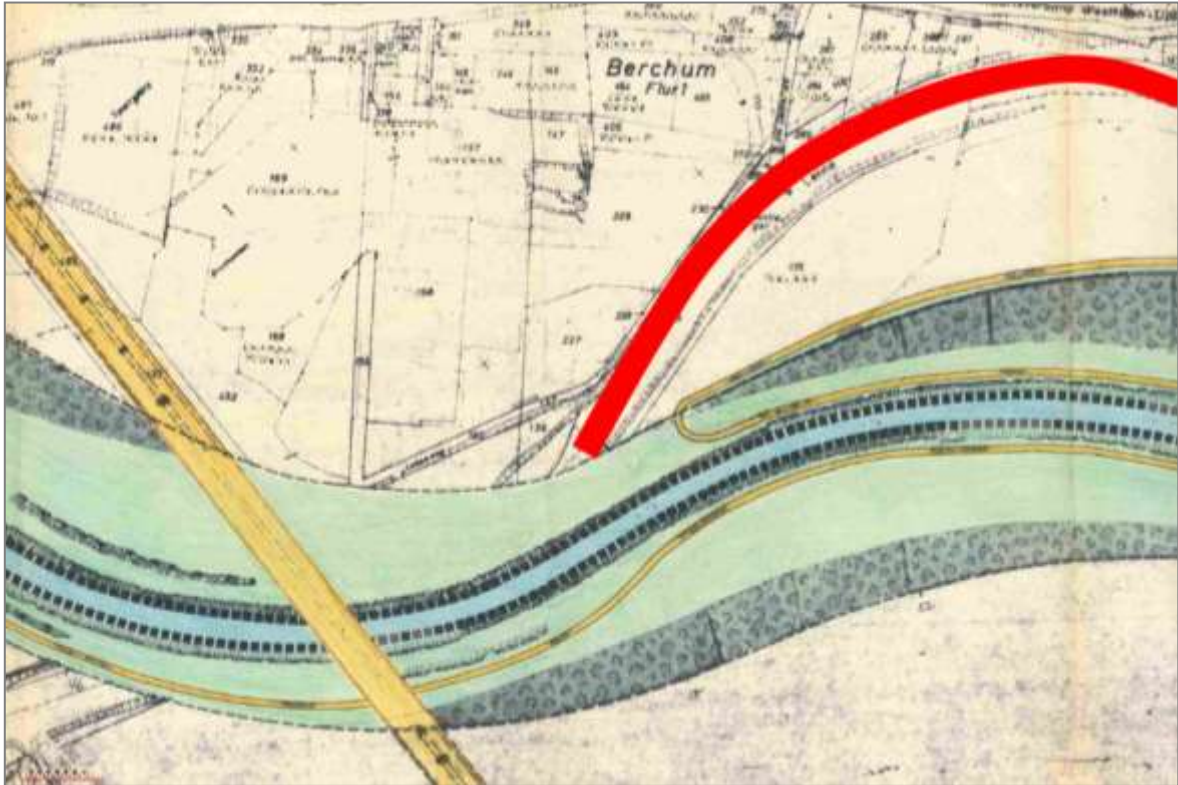


Abb. 4: Landschaftspflegerischer Begleitplan zur Lenneverlegung mit Flächen für Anpflanzungen der Gehölzgalerien (dunkelgrün), Grünlandeinsaat (hellgrün), rot markiert der ursprüngliche Lenneverlauf; Reproduktion: J. Drewenskus



Abb. 5: Spätere ökologische Nachbesserung ab 1984 im Bereich der abgeschnürten kleinen Lenneschleife; Reproduktion: J. Drewenskus

Da sich die Umsetzung der Flussbaumaßnahmen bis 1982 hinzog und die Gedanken des Umweltschutzes immer mehr in Gesellschaft und Wasserwirtschaft durchdrangen, gab es zum Ende hin noch einige ökologische Nachbesserungen. So wurde der Bereich der abgeschnürten kleinen Lenneschleife zum Naturschutzgebiet (s. Abb. 5) und das ursprünglich nahe Heranrücken des Gewerbegebietes wurde dann doch nicht so realisiert, sondern das Naturschutzgebiet 1984 sogar noch vergrößert. Im westlichen Bereich wurde die Einmündung der alten großen Lenneschleife tatsächlich als Altarm-Rest belassen und nicht verfüllt. Dieser Bereich ist dann später auch zum Naturschutzgebiet "Alte Lenne" ausgewiesen worden.

Im Auenzustandsbericht des Bundesamtes für Naturschutz (BfN 2009) gibt es auch eine Einschätzung der unteren Lenne, die zu dem Schluss kommt, dass mehr als 65 % der natürlichen Überschwemmungsflächen verloren gegangen seien. Ein Teil davon ist das heutige Projektgebiet.

In Abb. 6 ist der dritte Bauabschnitt vor Baubeginn am 14.7.2023 dargestellt. Er konnte im Sommer 2024 fertiggestellt werden (s. Abb. 9).



Abb. 6: Lenne 3. Bauabschnitt vor Baubeginn, angepflanzte Pappel-Gehölzgalerien rechts und links, roter Pfeil markiert den Lennedeich, 14.7.2023; Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen

Auf der linken Seite des Flusses werden die angepflanzten Pappel-Auenwälder deutlich sichtbar und dahinter ist ein Einschnitt, der heutige Lennedeich, markiert (s. Abb. 6 roter Pfeil). Dieser Lennedeich ist auch der Grund dafür, dass bei der Renaturierung die alte Lenneschleife nicht wieder reaktiviert werden konnte. Auf dem anderen Ufer, (Abb. 6, rechts) sind auch die angepflanzten Weiden- (Vordergrund) und Pappel-Gehölzgalerien (Mittelgrund) sowie das angrenzende Gewerbegebiet (Logistikunternehmen) zu sehen. Abb. 7 zeigt die Ausmaße des extremen Sommerhochwassers 2021: Die Auenflächen sind überflutet, der ausgebaute Flussschlauch mit Ufergehölzen wird deutlich sichtbar.



Abb. 7: Lenne 3.Bauabschnitt, Vorzustand, extremes Sommerhochwasser am 14.7.2021; Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen



Abb. 8: Lenne 3.Bauabschnitt, Abtrag des Aue-Oberbodens, Stand der Bauarbeiten 17.10.2023; Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen

Die Abb. 8 zeigt den Beginn der Bauarbeiten im Oktober 2023 mit der Abschiebung des Aue-Lehms in der rechten sowie die Rücknahme der Ufersicherung in der linken Bildhälfte. Im Februar 2024 waren diese Arbeiten so weit abgeschlossen, dass der anstehende Flussschotter sichtbar wurde. Die freigelegten Schottermassen sind alle im Bauabschnitt verblieben zur späteren Modellierung von Ufer- und Inselbänken. Kleinere Hochwasser im Winterhalbjahr hatten auch schon während der Bauzeit einige Ufergehölze auf der jetzt in Fließrichtung rechten Seite freigespült und teilweise gelegt. Obwohl auf dieser Seite wegen des Lennedeiches keine Abtragung einer Sekundäraue vorgenommen werden konnte, zeigen sich schon kleinere Ufer-Abbrüche und eine sehr unregelmäßige, strukturreiche Uferlinie (Abb. 9).



Abb. 9: Lenne 3. Bauabschnitt, in Fließrichtung, freigelegte Schotterflächen, 29.02.2024; Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen

Die Abb. 10 zeigt das Ende der Renaturierungsstrecke nach Oberstrom mit einer größeren Aufweitung zunächst nach dem Abtrag des Aue-Lehms mit den freigelegten Schotterflächen. Die Bodenmassen konnten teilweise ortsnahe verbracht und zur Herrichtung eines Gewerbegebietes verwendet werden (s. Abb. 11 Hintergrund rechts). Der Übergang zur Lenne-Bestandsstrecke im Ausbauprofil ist in Blickrichtung nach Oberstrom dargestellt. Für diesen Bereich sind weitere Renaturierungsabschnitte in Planung (beauftragt).

In Abb. 11, Hintergrund Mitte, ist dieser ausgebaute Uferabschnitt mit Steinschüttung und Regelprofilufer sichtbar. Direkt nach unterhalb schließt sich die große Aufweitung des dritten Bauabschnittes mit ihrem Mosaik aus Schotter- und Inselbänken sowie Steil-Uferbereichen an.



Abb. 10: Lenne 3. Bauabschnitt, Vorbereitung der Aufweitung, 23.04.2024; Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen



Abb. 11: Lenne 3. Bauabschnitt, Fertigstellung der Aufweitung, 4.6.2024; Foto: Biologische Station Umweltzentrum Hagen

Im Juni 2024 wurden die letzten Schotterinseln modelliert. Diese wurden auch in das alte ausgebaute Flussbett geschüttet, um so den Fluss zum Ausweichen in die neu geschaffenen Sekundärauebereiche zu lenken. Die Abb. 12 zeigt den Zustand des dritten Bauabschnittes im Frühjahr 2025; ein Jahr nach Abschluss der Renaturierungsmaßnahmen.



Abb. 12: Lenne 3.Bauabschnitt, Zustand am 20.03.2025; Foto: Die Gewässer-Experten, Siegburg

Monitoring

Im Frühjahr 2025 begann ein umfassendes Erfolgsmonitoring von Gewässer und Aue, das bis Ende 2026 läuft. Dazu wurde das Landschaftsbild der Gesamtmaßnahme mittels Drohnen (s. Abb. 12) als auch durch terrestrische Aufnahmen dokumentiert. Die Biotoptypen und Lebensraumtypen sowie Gewässerstruktur sind kartiert worden. Die Flora und Vegetationsentwicklung werden anhand von 18 Transekten als auch 33 Dauerquadratflächen dokumentiert. Die Avifauna, Laufkäfer, Spinnen und Stechimmen sowie Mollusken werden untersucht. Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten, Diatomeen werden als Module der Wasserrahmenrichtlinie erfasst. Die Erfassung des Makrozoobenthos fand im Mai 2025 statt. Im Mai und Juni 2025 wurden die Fischbestände mittels E-Befischung erfasst.

Ergebnisse

Im Bereich des ersten und zweiten Bauabschnittes konnten viele Jungfische wie Elritzen und Schmerlen, Bachforellen, Groppe, Barben und Döbel sowie Bachneunaugen nachgewiesen werden (s. Tab. 1). Der Gutachter (WEBER, O. 2025) notierte sehr gute Kleinfischbestände, jedoch konnte „Großfisch nur vereinzelt an Struktur“ festgemacht werden wie Barbe, Döbel und Bachforelle mit etwa einem halben Meter Körperlänge.

Tab. 1: Ergebnisse der Elektrofischung im 1.-2. BA am 18.5.2025

Fischart	Brut (Häufigkeitsklasse)	Stückzahlen in der Größengruppe [cm]											davon Anzahl dreijährige Jungfische (J*)	
		bis 5	bis 10	bis 15	bis 20	bis 25	bis 30	bis 40	bis 50	bis 60	bis 70	über 70		
Schmerle		81	1954	133										81
Elritze		1515	441	7										1120
Groppe		10	49	4										10
Bachforelle		124	54	2	1				1					124
Flussbarsch					1									0
Dreistachl. Stichling		5	1											0
Bauchneunauge		34	58	17	1									34
Gründling		1	1	7										1
Barbe		14	45	6							1	1		14
Döbel			51			8	1	1						0
keine Angabe														

Ähnliche Befunde gab es auch aus dem frisch renaturierten dritten Bauabschnitt. Hier fehlte allerdings der „Großfisch“ nahezu ganz. Im oberhalb liegenden Vergleichsabschnitt, der noch den Zustand der ausgebauten Lenne darstellt, zeigt sich ein grundsätzlich anderes Bild mit sehr wenig Jungfischen. Der Abschnitt ist durch den Besatz (laut Angelverein) mit Forellen, Quappen und Nasen geprägt.

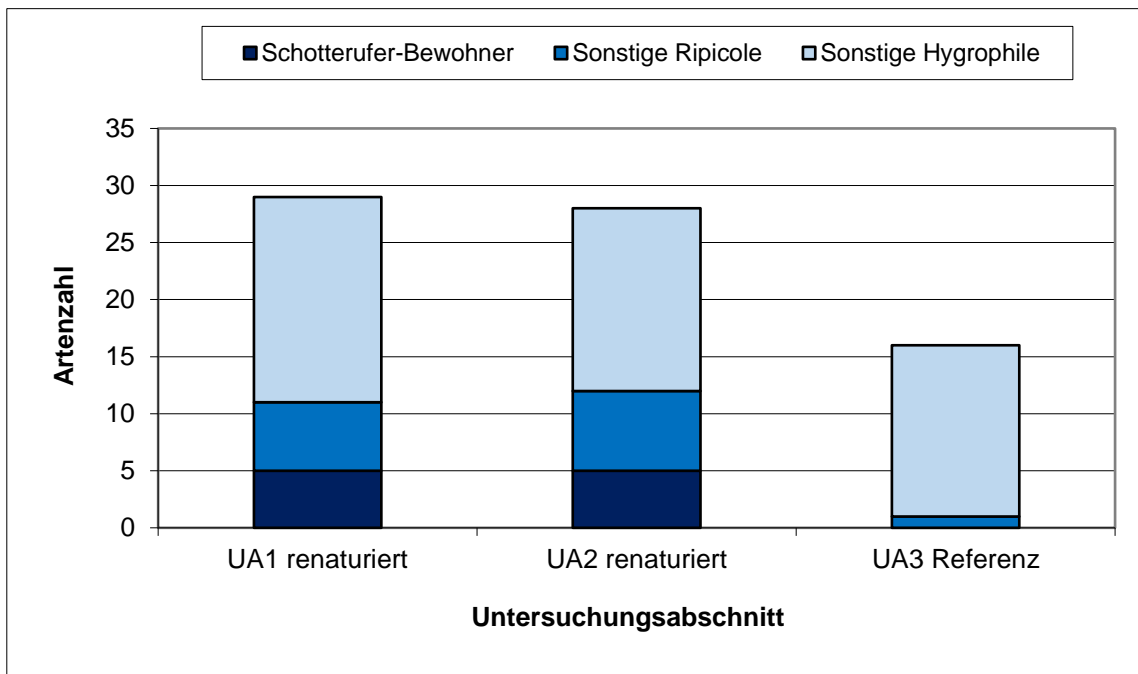


Abb. 13: Gesamtergebnis der Laufkäferuntersuchung von April bis September 2025 sowie die Verteilung der Arten (Schotterufer-Bewohner, sonstige Ripicole = Uferarten, sonstige Hygrophile = an Feuchtigkeit gebundene Arten) auf die renaturierten Untersuchungsabschnitte und die Referenzstrecke (Ausbauprofil), HANNIG, K. (2025), verändert

Die für das Jahr 2025 komplett vorliegenden Laufkäferdaten (HANNIG, K. 2025) zeigen deutlich, dass die renaturierten Bereiche schnell von Uferarten besonders aus der Gattung *Bembidion* besiedelt worden sind. So finden sich im Untersuchungsabschnitt UA 1 14 sowie im UA2 12 Arten aus der Gattung *Bembidion* mit jeweils hohen Abundanzen. Im Referenzabschnitt UA3 (Ausbauprofil) konnten nur zwei *Bembidion*-Arten mit äußerst geringen Abundanzen festgestellt werden (s. Abb. 13). Ausschließlich in den renaturierten Flächen (UA 1 u. UA2) konnte das Auftreten von fünf charakteristischen Besiedler-Arten „vegetationsarmer Kies- und Schotterflächen dynamischer Fließgewässerabschnitte“ dokumentiert werden. Darunter sind zwei Rote Liste Arten: *Bembidion atrocaerulium* und *Bembidion monticola* (HANNIG, K. et al. 2020).



Abb. 14: Lenne 1.BA, vegetationslose Schotterinsel am 2.6.2021; Foto: Drewenskus

Die Vegetationsentwicklung, die vom Verfasser seit 2021 mit der Fertigstellung des ersten Bauabschnittes auf einer etwa 170 m² großen Inselbank dokumentiert wird (s. Abb. 14). Bei der Erstkartierung konnten 2022 33 Pflanzensippen festgestellt werden. 2023 waren es schon 59 und 2024 75 Pflanzensippen. Im Jahr 2025 gingen die Artenzahlen auf 67 zurück (s. Abb. 15). Der Anteil von Neophyten liegt jetzt konstant bei neun Arten (s. Abb. 16).



Abb. 15: Lenne 1.BA, deckende Vegetation auf der Schotterinsel am 8.6.2025; Foto: Drewenskus

Es haben sich überwiegend Pflanzen angesiedelt, die stickstoffreiche bis übermäßig stickstoffreiche Bereiche besiedeln. Bei der Biotoptypen-Zuordnung zeigt sich, dass sich neben den Arten der Neophyten-Staudenfluren und Säume jetzt auch die Arten der auch Wälder auf der Inselbank etablieren. Auch pflanzensoziologisch zeigt sich neben der Bindung an die Beifuß-, Weidenröschen- sowie Mädesüßfluren jetzt auch, dass vermehrt die Arten des Erlen-Ulmenauenwaldes zunehmen (BfN 2025).

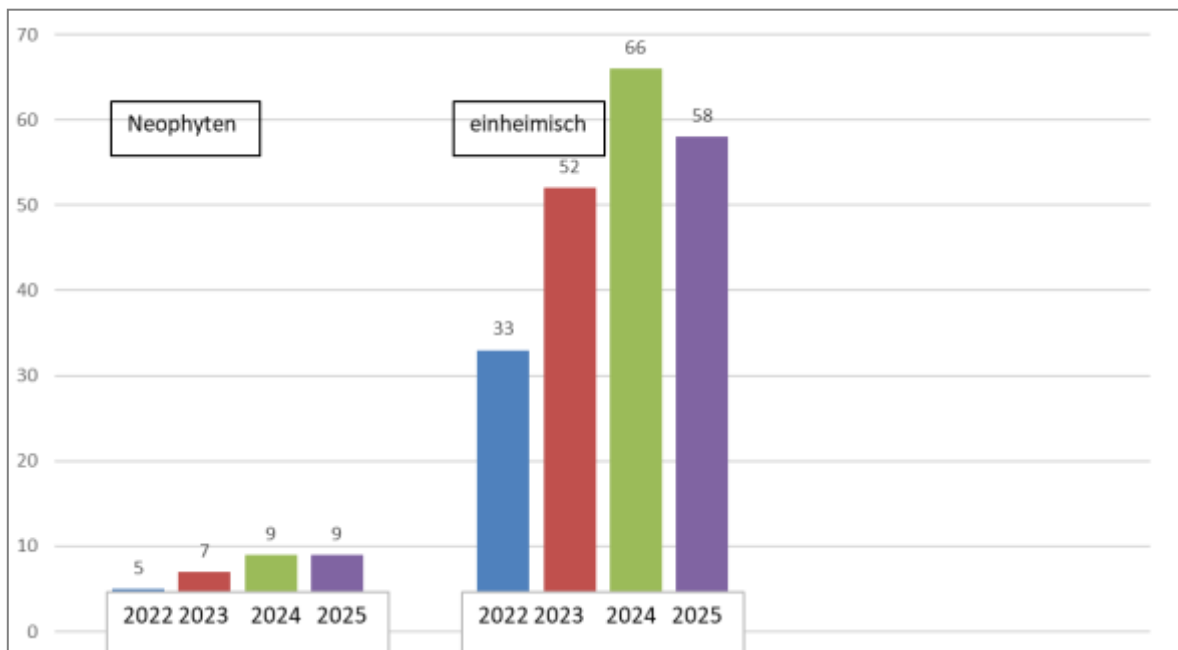


Abb. 16: Lenne 1.BA, Entwicklung der Gesamtartenzahl und des Neophytenanteils auf einer Schotterinsel

Zusammenfassung

Als vorläufige kleine Zwischenbilanz ist festzuhalten, dass es zu einer Strukturzunahme im Bereich der Biotoptypen, des Landschaftsbildes als auch der Gewässerstruktur gekommen ist. Für den Bereich der Laufkäfer lässt sich somit sagen, dass die Renaturierung zur Etablierung der wertgebenden (Ufer) Arten maßgeblich beigetragen hat. Das Monitoring zur Erfolgskontrolle wird sich noch bis Ende 2026 erstrecken. Danach wird es einen ausführlichen Abschlussbericht zur Dokumentation des Renaturierungserfolges geben. Parallel dazu sind weitere Bauabschnitte zu Renaturierung der Lenne nach Oberstrom in Planung.

Danksagung

Der Verfasser dankt Herrn Diplom-Biologen Karsten Hannig, Waltrop; Herrn Oskar Weber, Fischrettung NRW Höxter für die Datenbereitstellung; Herrn Ralf Blauscheck, Biologische Station Umweltzentrum Hagen, und „Den Gewässer-Experten“, Siegburg; für die Bereitstellung der Drohnenfotos; Frau Heike Thurn, UWB Hagen, für die Bereitstellung von Altakten zum Lenneausbau sowie Herrn Dr. Oliver Schmidt-Formann, Umweltministerium NRW Düsseldorf, für die Finanzierung des Projektes.

Literatur

- BfN (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt, Bonn, 36 S. u. Kartenteil
- BfN (2025): FloraWeb des Bundesamtes für Naturschutz - Daten und Informationen zu Wildpflanzen Deutschlands <https://www.floraweb.de>, Abfragen vom 16.07.2025
- BLANK, R., MARRA, S. u. G.E. SOLLBACH (2008): Der Lenneplan, in: Hagen - Geschichte einer Großstadt und ihrer Region, Klartext-Verlag, Essen, 555 S.
- HANNIG, K. et al. (2020): Rote Liste und Artenverzeichnis der Laufkäfer - Coleoptera: Carabidae - in Nordrhein-Westfalen; 3. Fassung: Stand 30.11.202. 35 S., Münster: LWL-Museum für Naturkunde, Westfälisches Landesmuseum mit Planetarium
- HANNIG, K. (2025): Vorabzug „Untersuchungen zur Fauna: Carabidae (Laufkäfer)“ im Rahmen des von der Bezirksregierung Arnsberg geleiteten und koordinierten Untersuchungsprojektes „Erfolgskontrolle zur Renaturierung der Lenne bei Hagen-Halden, 17 S., unveröff., Waltrop
- STADT HAGEN (1972) Laborversuch zur Lenneverlegung in Hagen/Westfalen, J. Kadereit, Staatliche Ingenieurschule Siegen, unveröff., Siegen
- STADT HAGEN (1973): Städtebaulicher Entwicklungsbereich unteres Lenne Tal, unveröff., Hagen
- STADT HAGEN (1975a): Ausbau und Regulierung der Lenne in Hagen-Halden, Antrag gemäß §31 WHG, unveröff., Hagen
- STADT HAGEN (1975b): Landschaftspflegerischer Begleitplan zur Planfeststellung Eindeichung und Verlegung der Lenne, Heft 3; unveröff., Hagen
- WEBER, O. (2025): Auszüge aus Fischinfo NRW: Feldbogen für Fischbestandsuntersuchungen an Fließgewässern - im Rahmen des von der Bezirksregierung Arnsberg geleiteten und koordinierten Untersuchungsprojektes „Erfolgskontrolle zur Renaturierung der Lenne bei Hagen-Halden, unveröff., Höxter
- WESTFALENPOST HAGEN (1971): „Lenne-Plan: 150 Millionen“ - Bericht vom Samstag, 30. Oktober 1971, Nr. 252; Hagen

Veränderungen der taxonomischen und funktionalen Struktur von Makrozoobenthosgemeinschaften in neu trockenfallenden Bächen Nordrhein-Westfalens

Christian K. Feld^{1,2}, *Yaron Hershkovitz*³, *Stefan Kunz*⁴, *Armin W. Lorenz*^{1,2,5}, *Ralf B. Schäfer*^{2,6}, *Daphna Shapiro Goldberg*³ & *Christian Schürings*⁷

¹ Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Biologie – Aquatische Ökologie, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, christian.feld@uni-due.de, armin.lorenz@uni-due.de;

² Universität Duisburg-Essen, Zentrum für Wasser und Umweltforschung, Universitätsstr. 5, 45141 Essen;

³ University of Tel-Aviv, The Steinhardt Museum, 12 Klausner Street, Tel Aviv, 6997801, Israel, aronhe@tauex.tau.ac.il, daphnashapiro@gmail.com;

⁴ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Wilhelmstr. 26, 13595 Berlin, sk193@web.de;

⁵ University of the Free State, Faculty of Natural and Agricultural Sciences – Centre for Environmental Management, P.O. Box 339, Bloemfontein 9300, Republic of South Africa;

⁶ Research Alliance Ruhr, Research Centre One Health Ruhr - Ecotoxicology, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, ralf.schaefer@uni-due.de;

⁷ University of Washington, School of Aquatic and Fishery Sciences, Seattle, WA 98105, USA, cschue92@uw.edu

Keywords: Trockenfallende Bäche, Makrozoobenthos, Artengemeinschaften, Traits, Bioindikation

Einleitung

Intermittierende und episodische Fließgewässer sind Systeme, deren Wasserführung zeitweise unterbrochen ist. Weltweit betrifft das mehr als die Hälfte aller Flüsse (Messenger et al. 2021). In Mitteleuropa trat eine intermittierende Wasserführung bisher vor allem in Oberläufen und Quellgebieten auf (Abhervé et al. 2024), gewinnt jedoch durch die meteorologisch extrem trockenen Jahre seit 2013 – besonders 2018–2020 – stark an Bedeutung. Sinkende Grundwasserstände führen zunehmend dazu, dass kleine und oberliegende Bäche austrocknen.

Das Trockenfallen verändert ökologische Prozesse und die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften: empfindliche Fließwassertiere nehmen ab, während tolerantere Arten zunehmen (Straka et al. 2019; Miliša et al. 2022). Diese strukturellen und funktionalen Veränderungen können langfristig bestehen bleiben und erschweren die ökologische Bewertung, da bestehende Bewertungsverfahren der EG-Wasserrahmenrichtlinie überwiegend für dauerhaft wasserführende Gewässer entwickelt wurden (Birk et al. 2012). Daher werden für intermittierende Gewässer angepasste Indikatoren benötigt.

Makroinvertebraten gelten als geeignete Indikatorgruppe für intermittierende Wasserführung (Straka et al. 2019). Hydrologische Trockenheit wirkt als ökologischer Filter und begünstigt bestimmte Resistenz- und Resilienzmerkmale von Arten (Stubbington et al. 2017). Unklar ist jedoch, ob solche Indikatoren auch neu auftretende Austrocknungen in zuvor perennierenden Bächen zuverlässig erfassen.

Diese Studie untersucht, wie Makroinvertebratengemeinschaften auf erstmals auftretende Austrocknung reagieren und welche Indikatoren zwischen perennierenden (pS) und neu intermittierenden Bächen (iS) unterscheiden können. Gemäß ähnlich gelagerten früheren Studien (z. B. Stubbington et al. 2017) wurden eine geringere Artenzahl und Abundanz in iS sowie ein Verlust empfindlicher EPT-Taxa (Taxa der Insektenordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera) erwartet.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Wir nutzten Daten des Landesamts für Natur, Umwelt und Klima (LANUK) Nordrhein-Westfalen, die im Rahmen des operativen Monitorings zur EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erhoben wurden. NRW umfasst 34.100 km² Fläche und gliedert sich in eine Mittelgebirgsregion im Süden (33 %) und eine Tieflandregion im Norden (67 %). Das Klima ist warmgemäßigt-ozeanisch mit einem langjährigen Niederschlag von 870 mm (1991–2020) (LANUK 2025). Seit 2003 führten mehrere meteorologisch extrem trockene Jahre zu einem erhöhten Austrocknungsrisiko, besonders für kleine Bäche. Zwischen 2010 und 2023 wurden an mindestens 266 von 2.133 WRRL-Messstellen (12,5 %) in NRW Austrocknungsereignisse registriert.

Besammlung der Makroinvertebraten

Die Besammlung der Makroinvertebraten erfolgte jeweils im Frühjahr (März–Mai) nach der deutschen Standardmethode „PERLODES“ (Meier et al., 2006). An jedem Standort (50–100 m Länge) wurden 20 substratspezifische Teilproben proportional zur Substratabdeckung entnommen. Die Proben wurden in 96% Ethanol fixiert und im Labor sortiert und bestimmt. Die Bestimmung erfolgte überwiegend auf Artniveau, bei Dipteren und Oligochaeten auf Gattungs- bzw. Familienebene. Insgesamt wurden 1.442 Taxa aus 6.158 Proben an 2.133 Messstellen erfasst.

Erfassung von Austrocknungsereignissen und Zuordnung zu Makroinvertebratenproben

Alle Untersuchungsstandorte galten ursprünglich als dauerhaft wasserführend, d.h. perennierend. Austrocknungen wurden durch Feldbeobachtungen der Landesbehörden erfasst, meist während vorbereitender Ortsbegehungen im Herbst. Da ab 2015 mehrere extreme Trockenjahre auftraten, berücksichtigten wir biologische Daten aus den Jahren 2016–2022. Standorte mit mindestens einem Austrocknungsereignis nach 2015 wurden als iS, alle übrigen als pS eingestuft. Einbezogen wurden nur iS-Standorte, an denen die Makroinvertebraten innerhalb von drei Jahren nach dem Trockenfallen beprobt wurde. Es konnten 632 Proben einem Austrocknungsereignis zugeordnet werden, wobei die durchschnittliche Zeitspanne zwischen Trockenfallen und biologischer Beprobung bei $2 \pm 0,9$ Jahren lag.

Auswahl der Makroinvertebratendaten von Tief- und Mittelgebirgsbächen

Die Analyse konzentrierte sich auf kleine Tiefland- und Mittelgebirgsbäche, die aufgrund ihrer geringen Einzugsgebietsgröße (34.2 ± 45.8 bzw. 27.3 ± 30.3 km²) besonders austrocknungsgefährdet sind. Untersucht wurden vier Gewässertypen nach LAWA-Typologie (Pottgiesser 2018): kleine sandgeprägte Tieflandbäche (Typ 14; 822 Proben) sowie drei Typen kleiner Mittelgebirgsbäche (Typ 5–7; 1.380 Proben). Sehr seltene Taxa (Vorkommen <5 Proben pro Ökoregion) wurden ausgeschlossen. Die finalen Datensätze umfassten 274 Taxa aus 809 Tieflandproben (davon 44 iS) und 351 Taxa aus 1.363 Mittelgebirgsproben (davon 39 iS).

Um eine Vergleichbarkeit der iS- und pS-Proben hinsichtlich der Umwelteinflüsse an den Probennahmestellen (Wasserchemie, Hydromorphologie, Landnutzung) sicherzustellen, wurden ausgewählte Belastungsparameter (Nährstoffe, Salzgehalt, Gewässerstrukturgüte, Anteil urbaner und Agrarnutzung im Einzugsgebiet) für iS und pS getrennt nach Ökoregion gegenübergestellt und auf signifikante Unterschiede getestet. Die Ergebnisse belegten eine Vergleichbarkeit der beiden Gewässergruppen iS und pS hinsichtlich ihrer Belastungssituation (aus Platzgründen hier nicht weiter präsentiert und diskutiert).

Analyse der Taxagemeinschaften

Gegenüberstellung von Biodiversitätsindizes

Die Auswirkungen der Austrocknung auf die Biodiversität wurden über Alpha-Diversitätsmaße verglichen: Gesamtindividuenzahl, Dominanz, Artenzahl, Shannon-Index und Evenness. Die Berechnung erfolgte mit dem Paket `vegan` (Oksanen et al. 2024) in R (R Core Team 2024).

Ordination der Taxagemeinschaften

Der Vergleich von Taxagemeinschaften erfolgte über eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) auf Basis von Bray-Curtis-Distanzen. Die Ordination wurde für $k=3$ Dimensionen mit dem Paket `vegan` in R (Referenzen siehe oben) durchgeführt. Unterschiede der beiden Gewässergruppen wurden mit einer PERMANOVA auf Signifikanz getestet, sofern die multivariate Streuung beider Gruppen homogen und damit vergleichbar war (Funktion `betadisper`). Um der unterschiedlichen Anzahl iS- und pS-Proben Rechnung zu tragen, wurden 100 NMDS-Läufe mit gleich großen Probenumfängen für iS und pS mittels Bootstrapping der pS-Proben (Tiefland: 44 Proben; Mittelgebirge: 39 Proben) durchgeführt. Zum Vergleich der Ergebnisse wurden die Ordinationsflächen der Proben (Hüllflächen, engl.: *convex hulls*) berechnet und im NMDS-Plot farblich unterschieden eingefärbt. Eine Hüllfläche umhüllt dabei alle Proben einer Gewässergruppe (iS, pS) im Plot.

Indikatortaxaanalyse

Die Identifikation von Indikatortaxa für iS und pS erfolgte mit dem Paket `indicspecies` (De Cáceres and Legendre 2009) und den Standardeinstellungen in R. Ergebnis der Analyse ist unter anderem ein Taxon-spezifischer Indikatorwert (engl.: *indicator value*, *IndVal*), der umso näher an $IndVal = 1$ liegt, je exklusiver ein Taxon nur in einer Gewässergruppe (iS, pS) und je vollständiger das Taxon in allen Proben dieser Gruppe vorkam. Die jeweils 12 Taxa mit den höchsten *IndVal*-Werten in Tiefland- und Mittelgebirgsproben wurden anschließend mittels Kruskal-Wallis-Test und einer FDR-Korrektur (*False Discovery Rate*; Benjamini & Hochberg 1995; Berechnung in R mit dem Skript von Ijaz 2025) auf signifikante Unterschiede ihrer Häufigkeit in iS und pS getestet.

Ergebnisse

Reaktion der Biodiversität auf das Trockenfallen

Die Artenzahl und Shannon-Diversität waren in Mittelgebirgsbächen höher als in Tieflandbächen (Tabelle 1). In iS sank die Gesamt- und EPT-Artenzahl deutlich (Tiefland: -22 % gesamt, -33 % EPT; Mittelgebirge: -32 % gesamt, -40 % EPT). Die Shannon-Wiener Diversität war in iS ebenfalls geringer (signifikant in Mittelgebirgsbächen), während die Evenness kaum Unterschiede zeigte und in Tiefland iS sogar stieg. Der Rückgang der Artenzahl ging mit Veränderungen in der Abundanzstruktur einher, die je nach Ökoregion und betrachteten Taxa variierte. Die Gesamt-abundanz war in

iS generell niedriger, die EPT-Abundanz jedoch nur in iS des Mittelgebirges, während sie in iS des Tieflands höher als in pS lag. Nennenswert ist zudem die Veränderung des Quotienten aus Abundanz und Taxazahl von EPT-Taxa, d.h. die mittlere EPT-Abundanz pro EPT-Taxon. Der Metric war in iS beider Ökoregionen höher als in pS (signifikant im Tiefland), was darauf hinweist, dass die noch verbliebenen EPT-Taxa in iS in höheren Dichten vorkamen. Insgesamt ist zu erkennen, dass die EPT-basierten Biodiversitätsindizes iS und pS konsistenter unterscheiden als die Indizes auf Basis der gesamten Taxagemeinschaften.

Tab. 1: Mittelwert \pm Standardabweichung ausgewählter Alpha-Biodiversitätsindizes in Tiefland- und Mittelgebirgsbächen mit perennierender (pS) und intermittierender (iS) Wasserführung. Die Berechnung erfolgte für alle Taxa einer Probe (Abundanz – Evenness) und für die EPT-Taxa (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera) einer Probe. Die Abundanz wurde als Proxy für Biomasse berücksichtigt, während die Dominanz den relativen Anteil der Individuen des häufigsten Taxons innerhalb einer Gemeinschaft angibt; niedrigere Werte stehen für ausgeglichene Abundanzen der Gemeinschaftsmitglieder. Signifikant höhere Werte in pS oder iS sind fett hervorgehoben. Die Signifikanz wurde mittels U-Tests geprüft und für Mehrfachvergleiche mittels *False Discovery Rate* (FDR, Benjamini & Hochberg, 1995) korrigiert.

Index	Tieflandbäche (LAWA-Typ 14)			Mittelgebirgsbäche (LAWA-Typen 5, 6 und 7)		
	pS	iS	<i>p</i>	pS	iS	<i>p</i>
Abundanz (Ind. m ⁻²)	4904 \pm 8501	4610 \pm 5439	0,17	7987 \pm 14506	5655 \pm 5799	<0,001
Dominanz (%)	0,403 \pm 0,182	0,371 \pm 0,151	0,35	0,291 \pm 0,165	0,366 \pm 0,17	0,003
Abundanz / Taxon	272 \pm 1138	200 \pm 226	<0,01	169 \pm 285	201 \pm 198	0,014
Taxazahl	27,9 \pm 9,8	21,9 \pm 8,7	<0,001	45,8 \pm 16,1	31,3 \pm 15,6	<0,001
Shannon-Wiener Index	2,044 \pm 0,564	2,029 \pm 0,469	0,631	2,598 \pm 0,612	2,18 \pm 0,649	<0,001
Evenness	0,621 \pm 0,151	0,676 \pm 0,123	0,017	0,687 \pm 0,129	0,656 \pm 0,126	0,074
EPT-Abundanz (Ind, m ⁻²)	520 \pm 932	610 \pm 667	0,008	3458 \pm 7923	1998 \pm 2720	0,307
EPT-Dominanz (%)	0,517 \pm 0,212	0,632 \pm 0,21	<0,001	0,36 \pm 0,183	0,477 \pm 0,249	0,002
EPT-Abundanz / Taxon	69 \pm 137	120 \pm 123	<0,001	143 \pm 281	174 \pm 265	0,114
EPT-Taxazahl	7,9 \pm 4,6	5,3 \pm 3,2	<0,001	22,4 \pm 10,1	13,4 \pm 9	<0,001
EPT-Shannon-Wiener Index	1,31 \pm 0,609	0,981 \pm 0,529	<0,001	2,085 \pm 0,621	1,599 \pm 0,808	<0,001
EPT-Evenness	0,691 \pm 0,215	0,646 \pm 0,209	0,114	0,695 \pm 0,139	0,676 \pm 0,184	0,824

Veränderungen der Taxagemeinschaften

Die Ordination der Tieflandgemeinschaften zeigt eine nahezu vollständige Überlappung der pS- und iS-Hüllflächen im NMDS, wobei die iS-Fläche kleiner war (Verhältnis pS:iS = 2:1) und fast vollständig innerhalb der pS-Fläche lag (Abbildung 1). Dies deutet darauf hin, dass die Taxagemeinschaften der iS eine homogenere Teilmenge der größeren pS-Taxagemeinschaften bilden, was

auch bei ausgeglichenen Stichprobengrößen valide blieb (Ergebnisse der 100 NMDS-Läufe hier nicht dargestellt). Da die Streuung der beiden Gewässergruppen sich signifikant unterschied, wurde die PERMANOVA nicht interpretiert.

Für Mittelgebirgsbäche zeigt sich ein ähnliches Bild: die iS-Hüllfläche ist halb so groß wie die pS-Fläche und fast vollständig in Letzterer enthalten. Für die NMDS-Läufe mit ausgeglichenen Stichprobengrößen kehrte sich das Verhältnis jedoch um; die iS-Fläche war dann größer als die pS-Fläche (Ergebnisse hier nicht dargestellt). Die Streuungen beider Gewässergruppen waren vergleichbar (betadisper: $p = 0,505$), so dass die signifikanten Unterschiede der Zentroide beider Gruppen valide sind (PERMANOVA: $p = 0,001$).

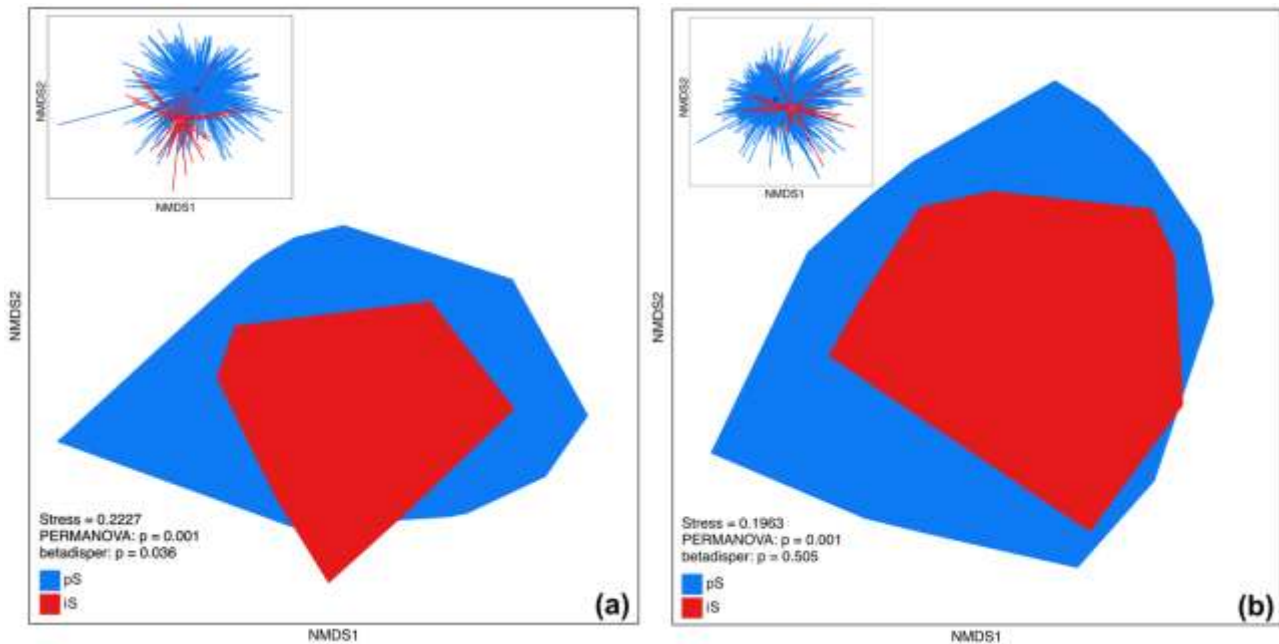


Abb. 1: NMDS-Hüllflächen von Makroinvertebratengemeinschaften in (a) Tiefland- und (b) Mittelgebirgsbächen mit perennierenden (pS) und intermittierenden (iS) Fließbedingungen. Die Hüllflächen entsprechen dem Ordinationsraum der pS- und iS-Taxagemeinschaften. Die kleineren Plots veranschaulichen die Lage der Gruppenzentroide sowie die Streuungen der Proben um den Zentroid.

Indikatortaxa für intermittierende und perennierende Fließgewässer

Es wurden jeweils 36 Indikatorarten für Tiefland- und Mittelgebirgsbäche identifiziert, davon sechs gemeinsame Taxa in beiden Regionen. Bei Tieflandbächen dominierten Indikatorarttaxa für intermittierende Fließbedingungen (31 Taxa, 86 %), bei Mittelgebirgsbächen waren Indikatorarttaxa für iS und pS ähnlich stark vertreten (19 bzw. 17 Taxa). Die Mehrheit der Indikatorarttaxa (83 %) gehörten zu den Insekten, was oberhalb des Anteils der Insekten in den Gesamttaxalisten lag (Tiefland 66 %, Gebirge 79 %) und auch von den TOP 12 Indikatorarttaxa beider Ökoregionen widerspiegelt wird (Abbildung 2).

Diskussion

In dieser Studie wurden die Reaktionen von Makroinvertebratengemeinschaften auf neu auftretende Austrocknung analysiert und mögliche Indikatorarttaxa zur Unterscheidung von intermittierenden (iS) und perennierenden (pS) Bächen identifiziert. Trotz des Biodiversitätsrückgangs konnten zahlreiche Indikatorarttaxa für iS identifiziert werden, was ihr hohes Potenzial zur Erkennung dieser Bäche zeigt. Analysen von Taxagemeinschaften zeigten dagegen nur geringe Unterschiede zwischen iS und pS.

In iS nahm die Taxazahl sowohl der Gesamtgemeinschaft als auch der EPT-Taxa deutlich ab, während andere Indizes (Gesamtabundanz, Shannon-Diversität, Evenness) schwächere und inkonsistente Reaktionen zeigten. EPT-Indizes hingegen zeigten konsistentere strukturelle Veränderungen der Taxagemeinschaften: die Artenzahl sank, die Dominanz und Abundanz pro Taxon hingegen stiegen an, was auf weniger EPT-Taxa in höheren Dichten in iS hindeutet. Die Bedeutung von EPT-Taxa zur Erkennung von iS in Mitteleuropa wird durch zahlreiche Indikatortaxa innerhalb dieser Gruppe bestätigt. Hoch abundante und austrocknungstolerante EPT-Taxa können in Zukunft eine wichtige Rolle bei der ökologischen Bewertung von intermittierenden Fließgewässern dienen (Datry et al. 2017).

Auf Basis der gesamten Makroinvertebratengemeinschaft konnten iS nicht zuverlässig erkannt werden; die Ordinationsflächen von iS- und pS-Taxagemeinschaften im NMDS-Plot zeigten eine große Überlappung. Die kleineren NMDS-Ordinationsflächen von iS deuten darauf hin, dass intermittierende Fließbedingungen als Umweltfilter wirken und tolerantere Taxa selektieren, was zur Homogenisierung der Taxagemeinschaften in iS führt (Poff et al. 1997). Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die strukturellen Veränderungen der Taxagemeinschaften nach dem Trockenfallen vor allem durch die Abundanz getrieben werden. Taxa können über Jahre hinweg in ihrer Abundanz abnehmen, bevor sie lokal verschwinden, sodass Indikatoren, die nur die Anwesenheit bzw. Abwesenheit von Taxa berücksichtigen, für intermittierende Bäche möglicherweise nicht geeignet sind.

Schlussfolgerungen

Der Klimawandel wird die Häufigkeit und Intensität extremer Dürren erhöhen und mediterrane Bedingungen weiter nach Mitteleuropa ausdehnen (Alessandri et al. 2014). Treffen meteorologische und hydrologische Dürren zusammen, können perennierende Bäche intermittierend werden. Dies verändert die Zusammensetzung von Makroinvertebratengemeinschaften und stellt sowohl Bio-monitoring als auch Gewässermanagement vor neuen Herausforderungen.

Diese Studie zeigt, dass die Analyse von gesamten Taxagemeinschaften nur schwach zwischen neu intermittierenden und perennierenden Bächen unterscheidet. Die Alpha-Diversität (z. B. Taxazahl, Shannon-Wiener Diversität) zeigt hingegen deutliche Veränderungen, insbesondere für EPT-Taxa. Die Artenzahl und Shannon-Wiener Diversität nahmen nach Austrocknung ab, was zu verzerrten Bewertungen des ökologischen Zustands gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie führen kann. Die Abundanzstruktur verschob sich hin zu austrocknungsresistenten Taxa, die jedoch in höheren Dichten auftraten als unter perennierenden Fließbedingungen. Zur Indikation intermittierender Bäche sollten daher sowohl die Identität als auch die Abundanz der Taxa herangezogen werden.

Danksagung

Wir danken Dr. Jochen Lacombe und Dr. Eva Maria Faber (Landesamt für Natur, Umwelt und Klima Nordrhein-Westfalen, LANUK) für die Bereitstellung von Daten und Informationen zu neu intermittierenden Bächen in NRW. Die Studie wurde im Rahmen der deutsch-israelischen Zusammenarbeit „DEMOSTREAM“ zum Umweltmonitoring gefördert (Staatskanzlei NRW Aktenzeichen I-1/12-2023-0000030). CS und AWL wurden durch den Sonderforschungsbereich 1439 RESIST (Multilevel Response to Stressor Increase and Decrease in Stream Ecosystems, www.sfb-resist.de) der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG, CRC 1439/1 und 1439/2, Projekt-Nr. 426547801) unterstützt.

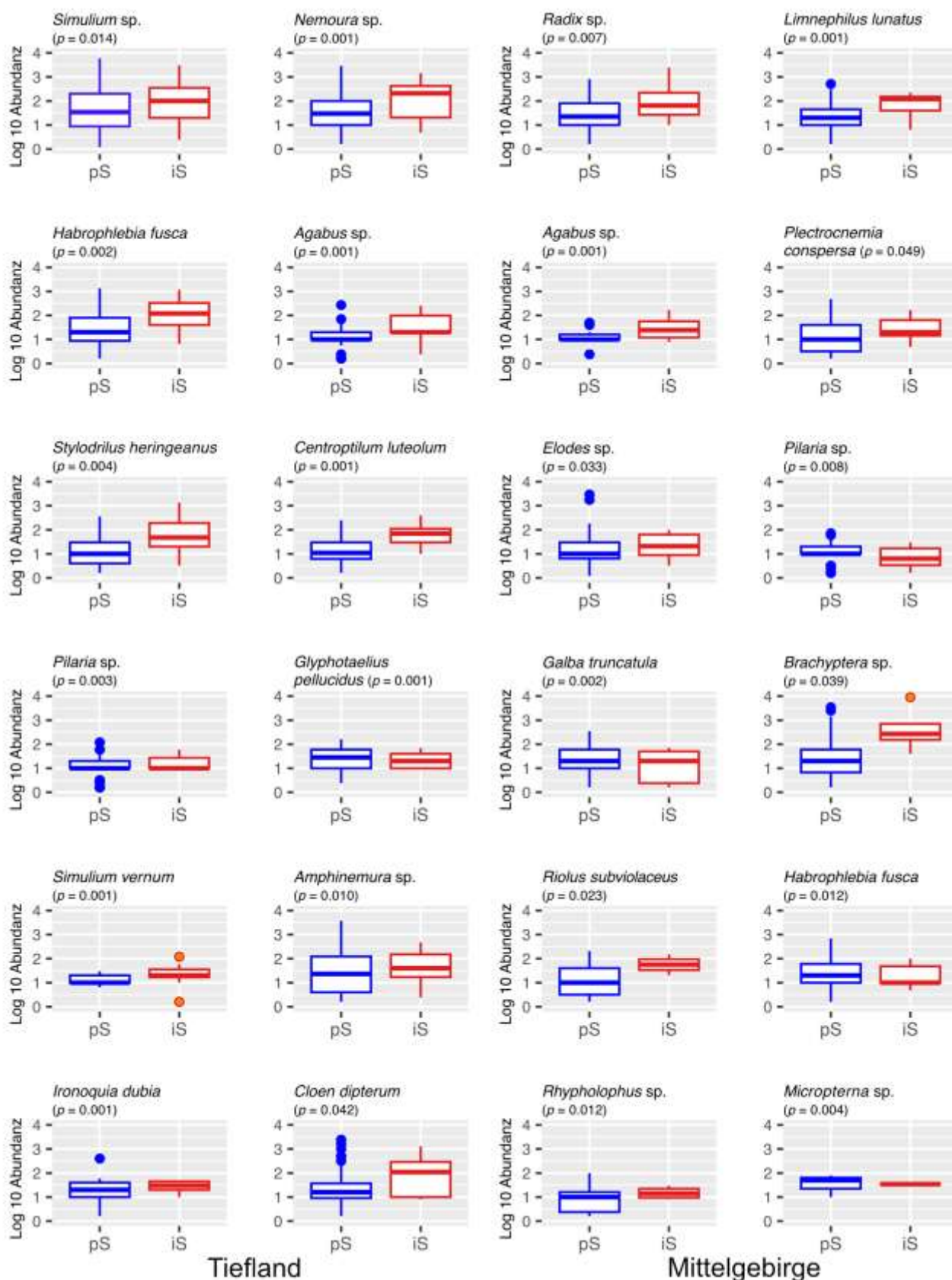


Abb. 2: Log₁₀-Abundanz von jeweils 12 Indikatortaxa in Tiefland- und Mittelgebirgsbächen. Die Taxa sind absteigend nach ihrer Indikatorstärke (IndVal-Wert) von links nach rechts und von oben nach unten geordnet. Die Signifikanz wurde für multiple Vergleiche korrigiert (siehe Methoden).

Literatur

- Abhervé, R., *Roques*, C., de Dreuzy, J.R., Datry, T., Brunner, P., Longuevergne, L., Aquilina, L., 2024. Improving calibration of groundwater flow models using headwater streamflow intermittence. *Hydrol. Processes* 38(6), e15167. <https://doi.org/10.1002/hyp.15167>
- Alessandri, A., De Felice, M., Zeng, N., Mariotti, A., Pan, Y., ..., Artale, V., 2014. Robust assessment of the expansion and retreat of Mediterranean climate in the 21st century. *Sci. Rep.* 4, 7211. <https://doi.org/10.1038/srep07211>
- Benjamini, Y., Hochberg, Y., 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *J. R. Stat. Soc. B* 57(1), 289–300. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x>
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., ..., Hering, D., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecol. Indic.* 18, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>
- Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J., 2017. General Introduction. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*, Academic Press, London, pp. 1–20. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803835-2.00001-2>
- De Cáceres, M., Legendre, P., 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90, 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Ijaz, U.Z., 2025. KW.R – Tutorial on finding significant taxa and then plotting them using ggplot2. <https://userweb.eng.gla.ac.uk/umer.ijaz/bioinformatics/ecological.html>. (zuletzt aufgerufen am 23. Juli 2025)
- LANUK (Landesamt für Natur, Umwelt und Klima Nordrhein-Westfalen), 2025. [https://www.klimaatlas.nrw.de/klima-nrw-monitoring/klimaentwicklung/niederschlag/durchschnittliche-jahresniederschlagssumme#:~:text=Aktuell%20\(1991%2D2020\)%20werden,war%20mit%201198%20mm%202023](https://www.klimaatlas.nrw.de/klima-nrw-monitoring/klimaentwicklung/niederschlag/durchschnittliche-jahresniederschlagssumme#:~:text=Aktuell%20(1991%2D2020)%20werden,war%20mit%201198%20mm%202023.). (zuletzt aufgerufen am 23. Juli 2025)
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., ..., Hering, D., 2006. *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Mai 2006)*. www.fliessgewaesserbewertung.de (zuletzt aufgerufen am 23. Juli 2025)
- Messenger, M.L., Lehner, B., Cockburn, C., Lamouroux, N., Pella, H., ..., Datry, T., 2021. Global prevalence of non-perennial rivers and streams. *Nature* 594(7863), 391–397. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03565-5>
- Miliša, M., Stubbington, R., Datry, T., Cid, N., Bonada, N., ..., Milosevic, D., 2022. Taxon-specific sensitivities to flow intermittence reveal macroinvertebrates as potential bioindicators of intermittent rivers and streams. *Sci. Total Environ.* 804, 150022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150022>
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., ..., Weedon, J., 2024. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6–6.1 [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Poff, N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *J NABS* 16, 391–409. <https://doi.org/10.2307/1468026>
- Pottgiesser, T., 2018. *Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen (2nd Revision of the passports of the German stream types)*. FE-Vorhaben des Umweltbundesamtes „Gewässertypenatlas mit Steckbriefen“ (FKZ 3714 24 221 0). *umweltbüro Essen*, 24 S. + Anhang. https://www.gewaesser-bewertung.de/files/steckbriefe_fliessgewaessertypen_dez2018.pdf (zuletzt aufgerufen am 23. Juli 2025)
- R Core Team, 2024. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria [Computer software]. <https://www.R-project.org/> (zuletzt aufgerufen am 23. Juli 2025)
- Straka, M., Polášek, M., Syrovátka, V., Stubbington, R., Zahrádková, S., ..., Pařil, P., 2019. Recognition of stream drying based on benthic macroinvertebrates: A new tool in Central Europe. *Ecol. Indic.* 106, 105486. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105486>
- Stubbington, R., Bogan, M.T., Bonada, N., Boulton, A.J., Datry, T., ..., Vander Vorste, R., 2017. The Biota of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Aquatic Invertebrates. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A.J. (Eds.), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*, Academic Press, London, pp 217–243. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803835-2.00007-3>

Haben die zunehmenden Characea-Wiesen einen Einfluss auf die Ökologie und die Verbreitung der Quagga-Muscheln im Bodensee?

Almut J. Hanselmann, Alexandra Enns & Dietmar Straile

Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Mainaustraße 252, 78464 Konstanz,
almut.hanselmann@uni-konstanz.de

Keywords: Dreissena, Neozoen, Litoral, Konkurrenz, Characeen, Makrozoobenthos

Einleitung

In den vergangenen Jahrzehnten hat sich die Bedeckung der Sedimente im Bodensee mit Makrophyten deutlich verändert. Offenliegende Sedimentflächen sind im Litoral inzwischen kaum noch vorhanden, während die Ausbreitung submerser Makrophyten kontinuierlich zugenommen hat (Schmieder, 2004). Diese Entwicklung wird maßgeblich durch Armeleuchteralgen (Characeae) getragen, die mittlerweile wieder großflächig im Bodensee nachgewiesen werden können (Murphy et al., 2018; Wagner et al., 2024). Makrophyten gewinnen damit im litoralen Ökosystem zunehmend an funktioneller Bedeutung, da sie als Habitat, Refugium und Nahrungsgrundlage für zahlreiche Organismengruppen dienen (Schneider et al., 2015). Durch ihre ausgeprägte dreidimensionale Struktur sowie ihre biogeochemischen Aktivitäten verändern speziell die Characea die Habitatstruktur des Litorals grundlegend, insbesondere für benthische Invertebraten (Diehl, 1992; Strayer, 2007).

Das Benthos des Bodensees wird seit mehreren Jahrzehnten maßgeblich durch Dreisseniden geprägt. Die invasive Ausbreitung von Dreisseniden in Süßwassersystemen weltweit ist umfassend dokumentiert (Karatayev and Burlakova, 2025), und auch im Bodensee haben diese Arten tiefgreifende Veränderungen der ökologischen Prozesse bewirkt (Gergs et al., 2009; Haltiner, 2022; Sabel et al., 2024). Nach einer ersten Etablierung der Zebrauschel *Dreissena polymorpha* verbreitet sich seit 2018 die Quaggamuschel *Dreissena bugensis* im ganzen Litoral massiv, wobei die Quaggamuschel inzwischen sowohl hinsichtlich Individuendichte als auch Biomasse den dominierenden wirbellosen Organismus darstellt (App et al., 2024).

Die durch Characeen geschaffene strukturelle Komplexität führt zu einer Vergrößerung der verfügbaren Besiedlungsfläche und kann damit zu erhöhten Individuendichten beim Makrozoobenthos führen. Gleichzeitig kann der Prädationsdruck, (z. B. durch Fische) durch die verfilzte und dichte Struktur der Bestände reduziert sein. Zudem können Characeenwiesen als physikalischer Schutz vor hydrodynamischem Stress durch Wellen und Sturmereignisse dienen, was potenziell Veränderungen in der Schalenmorphometrie der Muscheln nach sich zieht. Demgegenüber könnten reduzierte Strömungsgeschwindigkeiten innerhalb der Bestände zu einer eingeschränkten Nährstoffverfügbarkeit führen, was sich in vermindertem Wachstum und geringerem Schalengewicht äußern würde.

Die Auswirkungen der zunehmenden Ausbreitung von Characeen auf die Verteilung, Abundanz und Morphometrie von Dreisseniden wurde in der vorliegenden Studie untersucht. Inwieweit sich

Quagga- und Zebamuscheln in ihren Reaktionen auf diese Habitatbedingungen unterscheiden, ist ein weiterer Aspekt dieser Studie.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Zur quantitativen Erfassung der Effekte veränderter Habitatstrukturen auf benthische Invertebraten wurden Proben in zwei Tiefenstufen (2 und 8,4 m) genommen. Forschungstaucher entnahmen dabei sämtliche Muscheln innerhalb definierter Probeflächen sowohl innerhalb dichter Characeenbestände als auch in unmittelbar benachbarten, makrophytenfreien Bereichen. Die erfassten Daten umfassten Abundanzen, Gewicht und Schalendimensionen.

Die Proben wurden am 17. Oktober 2024 von Forschungstauchern im Bodensee im Litoralgarten der Universität Konstanz (N°515175/O°5282081 UTM) entnommen. Zwei Characeen-Patches wurden ausgewählt: einer in 2 m Tiefe und einer in 8,4 m Tiefe, dem tiefsten Bereich, in dem Characeen in diesem Abschnitt nachgewiesen werden konnten. Beide Patches bestanden überwiegend aus *Chara tomentosa* mit geringem Anteil von *Chara globularis*. Die Characeenwiesen erreichten eine Höhe von etwa 40 cm und wiesen innerhalb der Patches nahezu vollständige Bedeckungsgrade auf.

In beiden Tiefenstufen wurden jeweils fünf Substratproben innerhalb der Characeenwiesen sowie fünf weitere Proben in unmittelbarer Nähe auf derselben Tiefe, jedoch ohne Characeen, entnommen (Abb. 1). Für die Probenahme wurde ein Metallrahmen (40 cm × 30 cm) verwendet, innerhalb dessen sämtliches Material vollständig aufgenommen wurde.

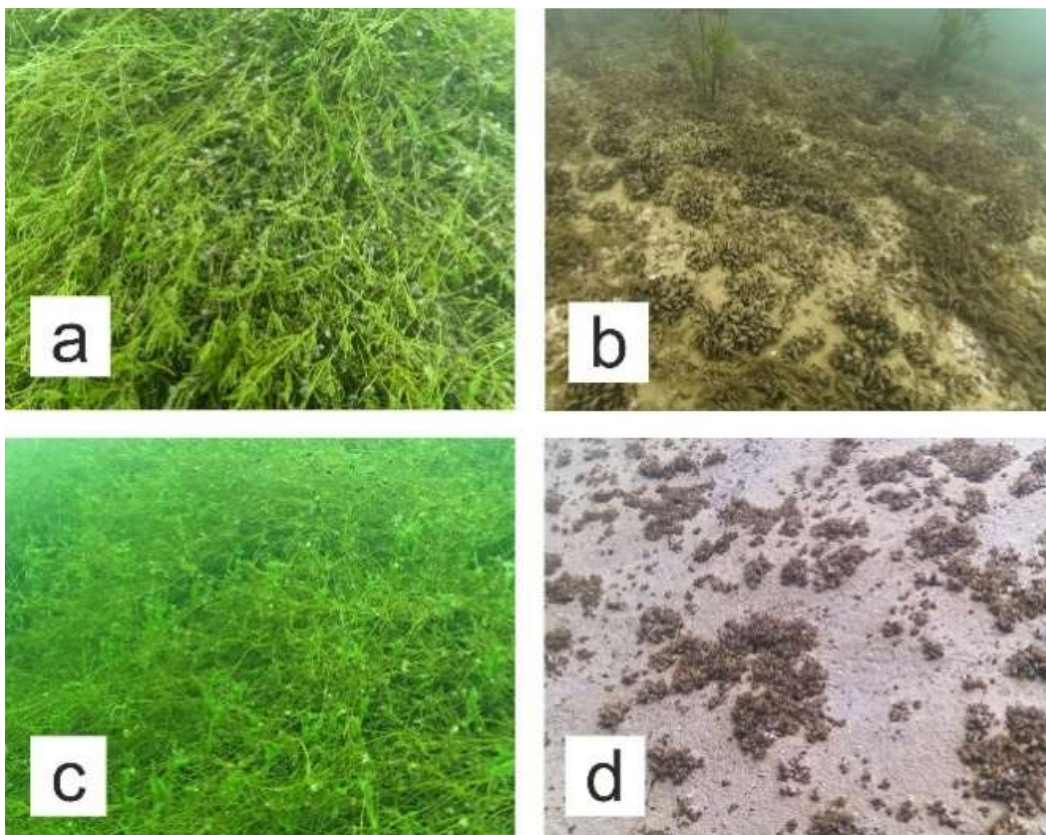


Abb. 1: Habitat in 2 m (a,b) und 8,4 m (c,d) Tiefe im Litoralgarten der Uni Konstanz im Oktober 2024.

Messungen

Die Proben wurden unmittelbar ins Labor überführt und dort bei 4 °C gelagert. Anschließend wurden sie über ein 4-mm-Sieb gewaschen. Alle Muscheln wurden von Steinen und Characeenmaterial abgelöst, gereinigt und nach einer zweitägigen Hungerphase bei 4 °C bei -20 °C eingefroren.

Für die Bestimmung des Muschelgewichts und der Schalendimensionen wurden Teilproben entnommen. Individuen mit einer Größe von < 5 mm konnten nicht bis zur Art bestimmt werden und wurden als „small Dreissenids“ erfasst; größere Individuen wurden artspezifisch identifiziert und gezählt. In einigen Fällen konnten auch kleinere Tiere eindeutig bestimmt werden. Die Länge, Breite und Höhe aller identifizierbaren Muscheln wurden gemäß Pavlova & Izyumov (Pavlova and Izyumov, 2014) mit einer digitalen HCT-Hoex-Schieblehre (Hoffmann Group) gemessen, deren Messabweichung $\pm 0,03$ mm und deren Messbereich 150 mm beträgt.

Anschließend wurden aus jeder Probe 20 Individuen unterschiedlicher Größe (> 5 mm) ausgewählt und in Quagga- und Zebamuscheln getrennt. Weichgewebe und Schale wurden voneinander getrennt, 24 Stunden bei 100 °C getrocknet und anschließend gewogen (Mettler Toledo XP2U Mikrowaage, Ablesbarkeit 0,1 μ g).

Ergebnisse

Die Auswertung der Proben zeigt deutliche Unterschiede in Abundanz, Größenstruktur und Morphometrie der Dreisseniden in Abhängigkeit von Habitattyp und Tiefe.

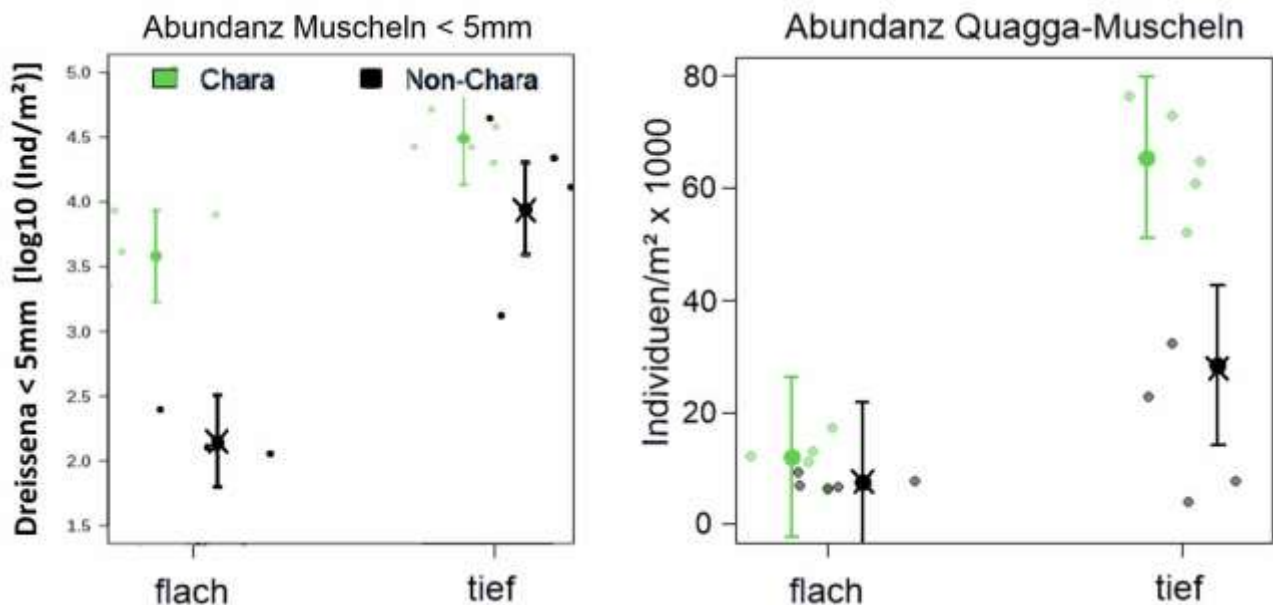


Abb. 2: Abundanzen der juvenilen Dreisseniden (Quagga- und Zebamuscheln zusammen) und der Quagga-Muscheln. Jeweils in den verschiedenen Tiefen (2 und 8,4 m) innerhalb und außerhalb der Characeen-Matten

In Characea-Wiesen finden sich die höchsten Dichten sowohl kleiner Muscheln als auch großer Quagga-Muscheln (Abbildung 2). Besonders viele kleine Individuen wurden in tiefen Characea-Proben gefunden, während sie im flachen Habitat ohne Characea nahezu fehlten.

Juvenile Dreisseniden traten mit den höchsten Dichten innerhalb der Characeenbestände auf. Dies galt insbesondere für die tiefer gelegenen Characea-Wiesen, in denen kleine Muscheln in hohen

Individuenzahlen gefunden wurden. Im flachen Litoral ohne Characea waren juvenile Muscheln hingegen nahezu nicht vorhanden.

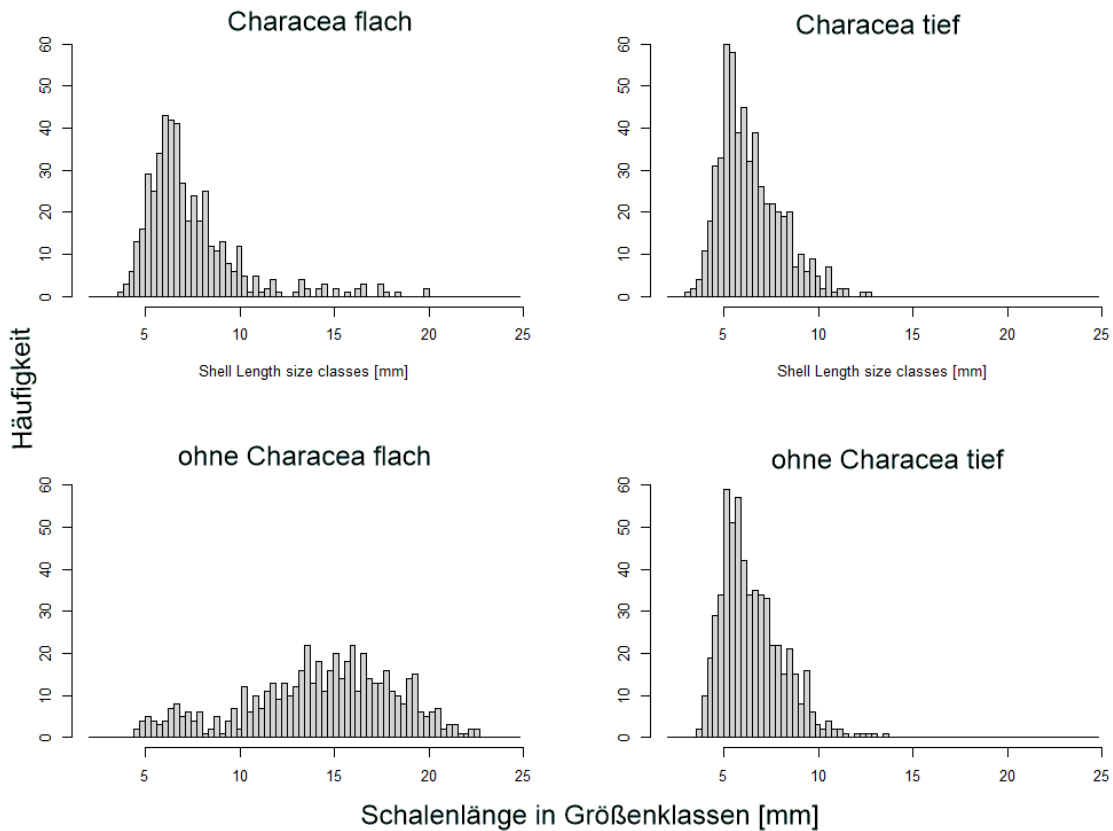


Abb. 3: Längenverteilung der adulten Quagga-Muscheln in den verschiedenen Tiefen (2 und 8,4 m)

Auch die großen Quagga-Muscheln (> 5 mm) zeigten die höchsten Abundanzen innerhalb der Characea-Wiesen. Dabei ist die Längenverteilung im flachen Bereich deutlich unterschiedlich innerhalb und außerhalb der Characea-Wiesen. Innerhalb dominieren wie auch in beiden tiefen Habitaten die kleineren Muscheln, außerhalb jedoch gibt es eine offensichtliche Verschiebung zu den großen Muscheln. Hier sind deutlich weniger kleine zu finden.

Die Verteilung der Zebrauscheln zeigt ein ähnliches Muster wie die der Quaggamuscheln. Auch größere Individuen wurden am häufigsten in Characea-Wiesen gefunden, unabhängig von der Tiefe. Im flachen Bereich außerhalb der Characea waren jedoch keine Zebrauscheln zu finden. Generell waren die Abundanzen der Zebrauschel über alle Proben hinweg gering. Sie stellte lediglich einen geringen Anteil der Dreissenidenpopulation dar und machte insgesamt etwa 5–10 % der Individuen aus.

Auch bei der Biomasse und den morphologischen Daten zeigten sich Unterschiede zwischen den Habitaten. So waren zum Beispiel die Muscheln außerhalb der Charabestände schwerer (sowohl Weichgewebe als auch Schale) als Muscheln innerhalb der Charabestände.

Diskussion

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass Characea-Wiesen als strukturell komplexe Habitats die Verbreitung, Größenstruktur und Morphometrie von Dreisseniden im Litoral des Bodensees maßgeblich beeinflussen. Insbesondere die Quaggamuschel (*Dreissena bugensis*) profitiert deutlich von der Präsenz dieser Makrophyten und dominiert in allen untersuchten Habitats sowohl hinsichtlich Abundanz als auch Biomasse.

Characea-Wiesen fungieren offenbar als bevorzugte Besiedlungs- und Rekrutierungshabitats für juvenile Muscheln. Die höchsten Dichten kleiner Individuen wurden innerhalb der Bestände nachgewiesen, während juvenile Dreisseniden im flachen Litoral ohne Characea nahezu fehlten. Dies spricht dafür, dass die dreidimensionale Struktur der Characea zusätzliche Besiedlungsflächen bereitstellt und gleichzeitig Schutz vor mechanischem Stress bietet. Auch in tieferen Bereichen, in denen die hydrodynamische Belastung geringer ist, blieben die Dichten junger Muscheln außerhalb der Characea niedriger als innerhalb der Bestände, was die Bedeutung der Habitatstruktur zusätzlich unterstreicht. Auch frühere Studien zeigen, dass juvenile Zebra- und Quaggamuscheln in hohen Zahlen auf submersen Makrophyten zu finden sein können (Burlakova et al., 2006).

Ein zentraler Faktor für die beobachteten Verteilungsmuster dürfte der mechanische Stress durch Wellen und Winterstürme sein (Bäuerle et al., 1998). In flachen Bereichen ohne Characea waren die Zebra- und Quaggamuscheln nahezu vollständig abwesend, was auf erhebliche Nachteile in strukturell einfachen, stark exponierten Habitats hinweist. Die Haftkraft von *D. bugensis* ist im Vergleich zu langsamer wachsenden Individuen von *D. polymorpha* signifikant höher (D'Hont et al., 2021). Dies zeigt eine erhöhte Widerstandsfähigkeit gegenüber hydrodynamischen Belastungen. Die dichten Bestände der Characea-Wiesen reduzieren die Strömungsgeschwindigkeit und wirken als mechanischer Puffer, so dass hier die Zebra- und Quaggamuscheln bessere Chancen haben könnten, sich gegenüber der Quaggamuschel durchzusetzen. Diese ist mit einer erhöhten Wachstumsrate generell durchsetzungsstärker als die Zebra- und Quaggamuscheln (Metz, 2018). Gleichzeitig können starke Winterstürme jedoch auch innerhalb der Wiesen zu hoher Mortalität für beide Arten führen, insbesondere wenn Characea-Bestände großflächig abgerissen werden. Dies könnte erklären, warum in diesen Habitats häufig junge Populationen dominieren, da die Muscheln dann kaum die Winter überleben.

Auffällig ist, dass sowohl Quaggamuscheln als auch die wenigen großen Zebra- und Quaggamuscheln ihre maximale Körpergröße in flachen Habitats ohne Characea erreichten. Dies könnte darauf hindeuten, dass das Wachstumspotenzial nicht ausschließlich von der Vegetationspräsenz abhängt. Innerhalb der Characea-Wiesen könnten mehrere Faktoren das Größenwachstum limitieren, darunter eine homogenere, stärker abgeschirmte Umgebung mit möglicherweise verringerter Nährstoffverfügbarkeit infolge reduzierter Wasserbewegung. Gleichzeitig könnte eine erhöhte Wintermortalität in den Beständen dazu führen, dass Individuen seltener hohe Alters- und Größenklassen erreichen.

Die nahezu vollständige Abwesenheit kleiner Muscheln in flachen Habitats ohne Characea legt nahe, dass diese Bereiche für juvenile Stadien kaum besiedelbar sind. Neben direktem mechanischem Stress könnten hier auch intraspezifische Konkurrenzprozesse eine Rolle spielen, da größere Individuen vorhandene Substrate dominieren und die Etablierung von Jungmuscheln erschweren (Karatayev et al., 2011). In strukturell komplexen Characea-Wiesen hingegen entstehen zahlreiche Mikrohabitats, die eine Koexistenz verschiedener Größenklassen ermöglichen.

Insgesamt sprechen die Ergebnisse dafür, dass sich Characea und Quaggamuscheln im Bodensee nicht gegenseitig limitieren, sondern vielmehr voneinander profitieren könnten. Die Characea schaffen neue, geschützte Lebensräume, während die Quaggamuschel diese effektiv besiedelt, auch

wenn ihr Größenwachstum innerhalb der Bestände potenziell durch Nährstofflimitierung und erhöhte Wintermortalität begrenzt wird.

Zusammenfassung

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse, dass Characea-Wiesen als strukturell komplexe Habitate die Verbreitung, Größenstruktur und Morphometrie der Dreisseniden im Litoral des Bodensees maßgeblich beeinflussen und sowohl der Quagga- als auch der Zebrauschel günstige Besiedlungsbedingungen bieten.

Sie können ein wichtiges Habitat für Dreisseniden sein, vor allem kleinere Muscheln profitieren vom strukturellen Schutz. Diese unterstreichen die ökologische Bedeutung submerser Makrophyten als wichtige Faktoren für die Invertebraten-Gemeinschaft und ihren wachsenden Einfluss auf das Ökosystem des Bodensees.

Danksagung

Die Arbeit wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit durchgeführt. Wir danken herzlich Martin Wolf und den anderen Tauchenden.

Literatur

- App, P., Hesselschwerdt, J., Rey, P., 2024. Wirbellose Neozoen im Bodensee. Berichte Landesanst. Für Umweltschutz Baden-Wuerttemberg 62.
- Bäuerle, E., Ollinger, D., Ilmberger, J., 1998. Some meteorological, hydrological, and hydrodynamical aspects of Upper Lake Constance. Arch. Für Hydrobiol. Spec. Issues Adv. Limnol. 53, 31–83.
- Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y., Padilla, D.K., 2006. Changes in the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* within lakes through time. Hydrobiologia 571, 133–146. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0234-9>
- D’Hont, A., Gittenberger, A., Hendriks, A.J., Leuven, R.S.E.W., 2021. Dreissenids’ breaking loose: differential attachment as a possible driver of the dominance shift between two invasive mussel species. Biol. Invasions 23, 2125–2141. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02492-w>
- Diehl, S., 1992. Fish Predation and Benthic Community Structure: The Role of Omnivory and Habitat Complexity. Ecology 73, 1646–1661. <https://doi.org/10.2307/1940017>
- Gergs, R., Rinke, K., Rothhaupt, K.-O., 2009. Zebra mussels mediate benthic–pelagic coupling by biodeposition and changes in detrital stoichiometry. Freshw. Biol. 54, 1379–1391.
- Haltiner, L., 2022. The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps 17, 153–173. <https://doi.org/10.3391/ai.%202022.17.2.02>
- Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E., 2025. What we know and don’t know about the invasive zebra (*Dreissena polymorpha*) and quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) mussels. Hydrobiologia 852, 1029–1102. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04950-5>
- Karatayev, A.Y., Mastitsky, S.E., Padilla, D.K., Burlakova, L.E., Hajduk, M.M., 2011. Differences in growth and survivorship of zebra and quagga mussels: size matters. Hydrobiologia 668, 183–194. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0533-z>
- Metz, O., 2018. Invader vs. Invader: Intra- and interspecific competition mechanisms in zebra and quagga mussels. Aquat. Invasions 13, 473–480. <https://doi.org/10.3391/ai.2018.13.4.05>
- Murphy, F., Schmieder, K., Baastrup-Spohr, L., Pedersen, O., Sand-Jensen, K., 2018. Five decades of dramatic changes in submerged vegetation in Lake Constance. Aquat. Bot. 144, 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.10.006>
- Pavlova, V., Izyumov, Y., 2014. Morphological Variability of *Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis* (Mollusca: Bivalvia), in: T.F. Nalepa & D.W. Schloesser (Eds.), Quagga and Zebra Mussels: Biology, Impacts and Control. CRC Press, p. 291.

- Sabel, M., Yohannes, E., Straile, D., Rothhaupt, K.-O., 2024. Effects of oligotrophication and *Dreissena* littoral-pelagic coupling on littoral invertebrate and fish communities: insights from stable isotopes of archived samples. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05500-x>
- Schmieder, K., 2004. Die Characeen des Bodensees. *Rostock Meeresbiol. Beitr* 13, 179–194.
- Schneider, S.C., García, A., Martín-Closas, C., Chivas, A.R., 2015. The role of charophytes (Charales) in past and present environments: An overview. *Aquat. Bot., Charophytes and their environmental impact: past records and modern status* 120, 2–6. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.10.001>
- Strayer, D.L., 2007. Submersed vegetation as habitat for invertebrates in the Hudson River estuary. *Estuaries Coasts* 30, 253–264. <https://doi.org/10.1007/BF02700168>
- Wagner, N., Franke, G., Schmieder, K., Mandlbürger, G., 2024. Automatic Classification of Submerged Macrophytes at Lake Constance Using Laser Bathymetry Point Clouds. *Remote Sens.* 16, 2257. <https://doi.org/10.3390/rs16132257>

Wie können Bürger:innen zum Monitoring kleiner Fließgewässer beitragen? Einblicke in das Citizen Science-Projekt FLOW

Julia von Gönner^{1,2,3,4}, Stella Danker^{1,12}, Jonas Gröning^{4,5,6}, Volker Grescho^{1,3}, Lilian Neuer⁷, Roland Bischof^{1,2,3,8}, Veit G. Hänsch⁸, Benjamin Gottfried⁸, Eva Molsberger-Lange⁹, Elke Wilharm¹⁰, Matthias Liess^{5,11}, Aletta Bonn^{1,2,3}

1 Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Department Biodiversität und Mensch, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

2 Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Biodiversität, Dornburgerstr.159, 07743 Jena

3 Deutsches Zentrum für Integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Puschr. 4, 04103 Leipzig

4 Nationales Monitoringzentrum zur Biodiversität (NMZB), Alte Messe 6, 04103 Leipzig

5 Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Department System-Ökotoxikologie, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

6 RPTU Kaiserslautern-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Fortstr. 7, 76829 Landau

7 Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND), Kaiserin-Augusta-Allee 5, 10553 Berlin

8 Saaletreff Jena, Beutnitzer Straße 5, 07749 Jena

9 Adolf-Reichwein-Schule, Heinrich-von-Kleist-Straße 14, 65549 Limburg an der Lahn

10 Ostfalia Hochschule für angewandte Wissenschaften, Salzdahlumer Str. 46/48, 38302 Wolfenbüttel

11 RWTH Aachen University, Institut für Ökologie & Computational Life Science, Templergraben 55, 52056 Aachen

12 Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 06108 Halle (Saale)

Einleitung

Über 90 Prozent der behördlich untersuchten Bäche und Flüsse in Deutschland verfehlen den guten ökologischen Zustand (UBA 2022). Für die nicht berichtspflichtigen Bäche mit Einzugsgebieten unter 10 km² liegen jedoch bisher nur wenige Daten vor (Szöcs et al. 2017, Wick et al. 2019). Kleine Bäche mit Einzugsgebieten unter 10 Quadratkilometern machen zwei Drittel des gesamten Flussnetzwerkes in Deutschland aus (BfN 2021) und spielen daher eine wichtige Rolle für den Gewässer- und Biodiversitätsschutz. Zu den Hauptbelastungsfaktoren für die aquatische Biodiversität und Gewässer-Ökosystemleistungen von Bächen zählen Einträge von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen von landwirtschaftlichen Flächen, Eingriffe in die naturnahe Gewässerstruktur sowie die Auswirkungen des Klimawandels (UBA 2022; Liess et al. 2021).

Citizen Science - oder Bürgerforschung - ist die „Beteiligung von Personen an wissenschaftlichen Prozessen, die nicht in diesem Wissenschaftsbereich institutionell gebunden sind“ (Bonn et al. 2022). Citizen Science-Projekte sind offen für Interessierte, die sich ein neues Themenfeld erschließen möchten, und Interessierte mit bereits ausgeprägtem Fachwissen. Citizen Science ist seit langem in der Umweltforschung etabliert (Pocock et al. 2017; Hecker et al. 2018). Der partizipative Forschungsansatz erhält seit einigen Jahren durch neue Technologien und mobile Sensorik zusätzlichen Aufschwung (Sheard et al. 2024) und hat großes Potenzial, auch die Gewässerforschung voranzubringen (Storey et al. 2016; Brooks et al. 2019; Quinlivan et al. 2020).

Ziel des Citizen Science-Projekts FLOW (www.flow-projekt.de) ist es, die Wissenslücke zum Zustand kleiner Bäche zu adressieren und basierend auf den Standards der Wasserrahmenrichtlinie ein langfristiges Monitoring kleiner Bäche zu etablieren (von Gönner et al. 2023; 2024). Ein

besonderes Interesse gilt dabei der Untersuchung der Gewässerstruktur und der Gemeinschaft des Makrozoobenthos. Mit Hilfe des biologischen Indikators, dem SPEAR_{pesticides}-Index, wird der Einfluss von Pflanzenschutzmittel-Rückständen auf die Makrozoobenthos-Gemeinschaft analysiert. Auf Basis der ermittelten Makrozoobenthos-Taxalisten und Abundanzen bestimmt der SPEAR_{pesticides}-Index den relativen Anteil vulnerabler Makrozoobenthos-Vertreter (Liess & v.d. Ohe 2005) an den Probestellen und erlaubt dadurch Rückschlüsse auf die Intensität der Pflanzenschutzmittelbelastung der Gewässer. Ein hoher Anteil empfindlicher Makrozoobenthos-Arten weist darauf hin, dass keine oder eine nur geringe Belastung des Gewässers durch agrochemische Stoffe vorliegt. Ein geringer Anteil oder das Fehlen empfindlicher Arten hingegen lässt auf eine hohe Belastung schließen (Liess et al. 2008; 2021). Dieser Zusammenhang wurde bereits für verschiedene Gewässertypen und Ökoregionen nachgewiesen. Das SPEAR-Indikatorsystem liefert auch mit taxonomischen Daten auf Familienebene aussagekräftige Ergebnisse und ist daher zum Einsatz in einem Citizen Science-Kontext gut geeignet (Liebmann et al. 2022). Bei der Auswertung der FLOW-Monitoringergebnisse bearbeiteten wir folgende Fragen:

- Inwieweit stimmen die Citizen Science-Daten zum Makrozoobenthos, zum SPEAR_{pesticides}-Index und zur Gewässerstruktur mit professionell erhobenen Ergebnissen überein?
- Welcher Anteil der Fließgewässer-Probestellen erreicht in Bezug auf die Makrozoobenthosgemeinschaft (SPEAR_{pesticides}) und die Gewässerstruktur einen guten Zustand?

Methoden

Citizen Science-Schulungen und Auswahl der Probestellen

In den Jahren 2021, 2022 und 2023 wurden im FLOW-Projekt bundesweit 137 Bäche untersucht. Insgesamt beteiligten sich 900 Bürgerforschende in 96 regionalen Gruppen, davon 42 Umweltgruppen (Kreisgruppen von BUND und NABU), 26 lokale Bürgerinitiativen, 18 Schulklassen (Klassen 9 bis 12) und 10 Angelvereine. In 2021 wurden die Gruppen zunächst direkt durch das FLOW-Team geschult und bei den Gewässeruntersuchungen begleitet. In den Folgejahren wurden die Gewässeruntersuchungen von geschulten Gruppenleiter:innen vor Ort organisiert. Die Gruppenleiter:innen wurden durch Multiplikator:innen-Schulungen („train-the-trainer“) vorbereitet. Viele von ihnen hatten bereits Vorerfahrung in der Gewässerökologie und der Makrozoobenthos-Bestimmung und konnten ihre Gruppen so unterstützen. Der Zeitraum der Gewässeruntersuchungen lag jeweils zwischen April und Anfang Juli, da in dieser Zeitspanne in der Landwirtschaft die meisten Insektizide eingesetzt werden.

Die Probestellen wurden nach den folgenden Kriterien ausgewählt: Einzugsgebietsgröße idealerweise unter 10 Quadratkilometer bis maximal 30 Quadratkilometer, entweder landwirtschaftlich geprägte oder naturnahe Einzugsgebiete, möglichst wenig urbane Flächen im Einzugsgebiet, und keine Punktquellen wie Kläranlagen oberhalb der Probestellen. Die Auswahlkriterien sicherten die Vergleichbarkeit der Daten und die Passung zur Beantwortung unserer Fragestellungen, und ermöglichten den Bürgerforschenden zugleich ausreichend Freiraum bei der Wahl ihrer Bäche und Umsetzung ihrer Gewässeruntersuchungen.

Probestellen mit mindestens 20 % landwirtschaftlicher Fläche im Einzugsgebiet wurden als „landwirtschaftlich“ eingeordnet (n=113), Probestellen mit weniger als 20 % landwirtschaftlicher Fläche als „nicht-landwirtschaftlich“ (n=24, vgl. Liess et al. 2021). Die Einzugsgebiete wurden anhand eines digitalen Höhenmodells erfasst und mithilfe der CORINE Landnutzungsdaten (Klasse

2: landwirtschaftliche Flächen) eingeordnet. 57 % der Probestellen befanden sich in Mittelgebirgsbächen, 43 % der Probestellen lagen in Tieflandbächen.

Zur Analyse der Makrozoobenthos-Gemeinschaft mittels des SPEAR-Index wurden Probestellen ausgeschlossen, die ausgetrocknet waren oder eine Fließgeschwindigkeit von weniger als 0,05 m/s aufwiesen. Daher beziehen sich die SPEAR-Ergebnisse auf 120 Messstellen, davon 101 mit landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten und 19 mit nicht-landwirtschaftlichen Einzugsgebieten.

Methoden der Gewässeruntersuchung

Die Bürgerforschenden bewerteten an jeder Probestelle anhand eines 100 Meter langen Bachabschnitts die Gewässerstruktur und beprobten das Makrozoobenthos. Zu diesen Monitoringmethoden wurden für jede Probestelle jeweils Indexwerte sowie die entsprechenden Gewässerstrukturklassen ermittelt.

Für eine standardisierte Makrozoobenthos-Beprobung wurden zunächst an jedem Probeabschnitt die Substrate der Gewässersohle erfasst. Dann wurden 20 Kicksampling-Proben anteilig auf die vorhandenen Substrate verteilt (Multi-Habitat-Sampling). Die Makrozoobenthos-Gemeinschaft wurde von den Bürgerforschenden meist vor Ort an den Probestellen mithilfe eines Binokulars mit 20-facher Vergrößerung mindestens bis auf Familienniveau bestimmt. Auch die Häufigkeiten der Makrozoobenthos-Taxa wurden erfasst. Die Daten wurden mithilfe des SPEAR_{pesticides} Index (Liess & v.d. Ohe 2005) in der aktuellen Revision von Liess et al. (2021) ausgewertet, um die Effekte der Pflanzenschutzmittel-Belastung auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos zu bestimmen.

Zur Bewertung der Gewässerstruktur wurden mit einem illustrierten Protokoll alle sechs Hauptparameter und sämtliche Einzelparameter erfasst, die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2019) definiert wurden: 1. Laufentwicklung (u. a. Laufkrümmung, Krümmungs-erosion), 2. Längsprofil (u. a. Querbauwerke, Strömungsdiversität), 3. Querprofil (u. a. Profiltyp, Profil-tiefe), 4. Sohlstruktur (u. a. Sohlsubstrat, Substratdiversität), 5. Uferstruktur (u. a. Uferbewuchs, Uferverbau) und 6. Gewässerumfeld (u. a. Flächennutzung und Uferstreifen) (LAWA 2019). Zur Indexberechnung wurden anhand von Talform und vorherrschendem Sohlsubstrat für jede Probestelle der Gewässertyp nach LAWA 2019 ermittelt und anhand von Kartenmaterial überprüft (LAWA 2019).

Überprüfung der Datenqualität

Um zu prüfen, inwiefern die Citizen Science-Daten mit professionellen Gewässerbewertungen übereinstimmen, wurde eine Teilstichprobe (81 Makrozoobenthos-Proben aus dem FLOW-Projekt) in 90 % Ethanol konserviert und im Labor durch erfahrene Wissenschaftler:innen bis auf Artebene nachbestimmt. Auf Grundlage dieser Nachbestimmung wurden professionelle Vergleichswerte für den SPEAR-Index ermittelt und mit den FLOW-SPEAR-Indexwerten verglichen. Zur Auswertung der Gewässerstruktur-Daten wurden für 79 Probestellen anhand von Fotobelegen ebenfalls Vergleichswerte für die Gewässerstruktur nach LAWA-Vorgaben (LAWA 2019) erstellt und mit den FLOW-Gewässerstruktur-Indexwerten verglichen. Zum Vergleich der Citizen Science-Daten und der professionellen Daten wurden lineare Regressionen und eine Korrelationsanalyse durchgeführt.

Zusätzlich führten wir eine multiple lineare Regression für 21 FLOW-Probestellen aus 2021 durch, für welche direkte Pestizidmessungen vorlagen, um den Ansatz der Pestizid-Bioindikation mittels SPEAR_{pesticides}-Index für unseren Datensatz zu validieren. Dazu nutzten wir den SPEAR_{pesticides}-Index als Antwortvariable und die direkt gemessenen Pflanzenschutzmittel-Konzentrationen und die Gewässerstruktur-Index als erklärende Variablen.

Analyse der Felddaten

Zunächst führten wir eine deskriptive Analyse der Index-Werte und der Güteklassen für SPEAR_{pesticides}-Index, Gewässerstruktur und die chemisch-physikalischen Parameter durch. Dazu wurden die landwirtschaftlichen Probestellen (n=113) mit den nicht-landwirtschaftlichen Probestellen (n= 24) verglichen. Um den Einfluss des Anteils landwirtschaftlicher Flächen im Einzugsgebiet auf den SPEAR_{pesticides}-Index zu bestimmen wurde eine lineare Regression angewendet.

Ergebnisse

Die Überprüfung der Datenqualität zeigte, dass 64 % der Probestellen durch die FLOW-Gruppen und Wissenschaftler:innen mit der gleichen SPEAR-Index Klasse bewertet wurden, während 33 % der Stellen eine Klasse und 3% der Stellen zwei Klassen auseinanderlagen. Bei der Untersuchung der Gewässerstruktur wurden 65 % der Probestellen durch FLOW-Gruppen und die Wissenschaftler:innen mit den gleichen Güteklassen bewertet und 35% unterschieden sich um eine Klasse. Es bestand somit eine starke, signifikante Korrelation zwischen den Ergebnissen der FLOW-Gruppen und der Wissenschaftler:innen (SPEAR_{pesticides}-Index ($R^2 = 0.79$, $p < 0.001$) und Gewässerstruktur-Index ($R^2 = 0.72$, $p < 0.001$, von Gönner et al. 2024).

Abbildung 1 zeigt die Verteilung der Probestellen in Deutschland und ihre Bewertung nach dem SPEAR_{pesticides}-Index und dem Gewässerstruktur-Index. Die Mehrheit (58,4 %) der landwirtschaftlich geprägten Probestellen (n=101) verfehlte in Bezug auf die Makrozoobenthos-Gemeinschaft (SPEAR_{pesticides}-Index) den guten Zustand und wurde mit den Güteklassen „mäßig“ (28,7%), „unbefriedigend“ (18,8%) oder „schlecht“ (10,9%) bewertet. Nur 22,8% der Probestellen wurden als „gut“ und 18,8% als „sehr gut“ klassifiziert. Unter den nicht-landwirtschaftlichen Probestellen verfehlten 36,8% den guten Zustand (d. h. Güteklassen I und II) in Bezug auf den SPEAR_{pesticides}-Index. Es wurde deutlich, dass die mit dem SPEAR_{pesticides}-Index ermittelte Pflanzenschutzmittel-Belastung der Bäche signifikant mit dem Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen in den Einzugsgebieten der Probestellen zusammenhing. Je höher der Anteil der landwirtschaftlichen Flächen im Einzugsgebiet war, desto geringer fielen die SPEAR_{pesticides} Index Werte aus, d.h. der Anteil vulnerabler Makrozoobenthos-Taxa an den Probestellen.

In Bezug auf die Gewässerstruktur befanden sich 65,5% der landwirtschaftlichen Probestellen (n=113) in einem mäßig bis vollständig veränderten Zustand. 37,2 % wurden mit der Status-Klasse III („mäßig verändert“) bewertet, 22,1% als „stark verändert“ (Klasse IV) und 6,2% als „vollständig verändert“ (Klasse V). Das heißt, dass die Mehrheit der untersuchten Bäche in ihrer Gewässerstruktur deutlich bis stark verändert sind - etwa durch begradigte oder verbaute Ufer, fehlende Ufervegetation oder eine verarmte Gewässersohle.

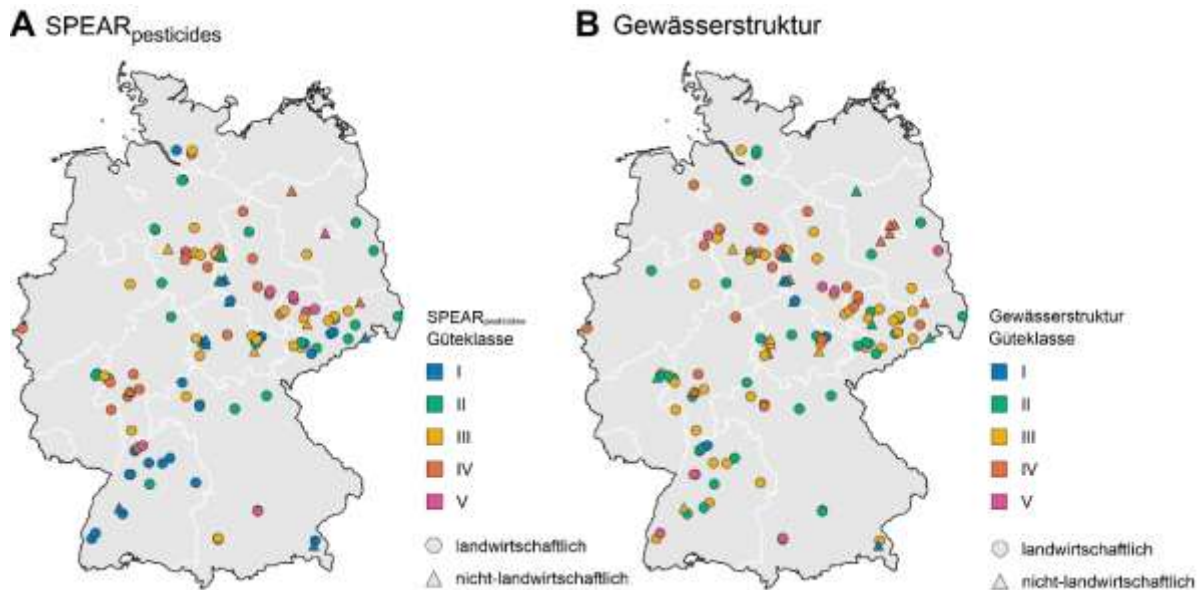


Abbildung 1: FLOW Monitoring-Stellen in Deutschland und ihre Bewertung in Bezug auf den SPEAR_{pesticides}-Index (A; n=101) und die Gewässerstruktur (B; n=137). Die Symbole sind je nach biologischer Zustandsklasse gefärbt (SPEAR_{pesticides} I - sehr gut (<0.8), II – gut (>0.6-0.8), III – mäßig (>0.4-0.6), IV – unbefriedigend (>0.2-0.4), V – schlecht ($\leq 0,2$)). Gewässerstruktur: I - unverändert (1-2.2), II - gering verändert (>2.2.-3.4), III - mäßig verändert (>3.4.-4.6), IV - stark verändert (>4.6-5.8), V - vollständig verändert (>5.8)). Für die Analyse des SPEAR_{pesticides}-Index wurden 17 Messstellen aufgrund einer zu geringen Fließgeschwindigkeit ausgeschlossen. Kreise stellen landwirtschaftliche, Dreiecke nicht-landwirtschaftliche Probestellen dar (Abb. angepasst aus: von Gönner et al. 2024).

Fazit

Die Ergebnisse des Citizen Science-Monitorings FLOW von 2021 bis 2023 verdeutlichen, dass sich die Mehrheit der untersuchten kleinen Fließgewässer in einem schlechten Zustand befindet. Dies ist laut unseren Ergebnissen auch auf Pflanzenschutzmitteleinträge von angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen, sowie auf die Begradigungen des Gewässerverlaufs und Veränderungen in der Ufervegetation, welche sich negativ auf den Zustand von Fließgewässern auswirken. Diese menschlichen Eingriffe führen zur Beeinträchtigung wichtiger Ökosystemleistungen, zu einer Lebensraumverschlechterung und in Folge dessen zum Verlust von Insekten und Insektenlarven in Fließgewässern.

Folglich sollte mehr Aufmerksamkeit für den Schutz von Fließgewässern in Medien, Gesellschaft und Politik geschaffen werden, um das Monitoring, den Schutz und die Wiederherstellung von Fließgewässern aktiv voranzubringen. Das Citizen Science-Projekt FLOW kann dazu beitragen, mit Hilfe engagierter Bürgerforschender ein langfristiges bundesweites Monitoring kleiner Bäche zu etablieren. Durch die standardisierten Citizen Science-Daten können der Zustand und die Belastungsfaktoren kleiner Fließgewässer besser analysiert und besonders gefährdete Einzugsgebiete schneller identifiziert werden. Zudem erfahren Bürgerinnen und Bürger durch eigenes Forschen mehr über ihre Bäche und bringen eigene Erfahrungen und Expertise ins Gewässermonitoring ein. Durch diese Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft und Zivilgesellschaft können alle Beteiligten neue Expertise und praktische Kompetenzen im Umwelt- und Gewässerschutz aufbauen. Das Citizen Science-Netzwerk aus Umweltverbänden, Angelvereinen, Schulen und Forschungseinrichtungen liefert relevante wissenschaftliche Erkenntnisse und macht durch seine bundesweiten Aktivitäten auf den dringenden Handlungsbedarf zum Schutz der Gewässer und aquatischen Biodiversität

aufmerksam (von Gönner et al. 2023; 2024a). Eine Befragung der FLOW-Community zeigte, dass die Bürgerforschenden motiviert sind, gemeinsam mit Akteuren vor Ort auf Basis ihrer Monitoring-Ergebnisse Maßnahmen für Gewässerschutz und -wiederherstellung zu planen und umzusetzen (Gönner et al. 2024b). Einige Umwelt- und Angelverbände erproben bereits lokale Renaturierungsmaßnahmen, und dies führt oft zur Erfahrung von kollektiver Wirksamkeit. Im Zuge der EU-Verordnung zur Wiederherstellung der Natur könnte das Citizen Science-Fließgewässermonitoring, kombiniert mit lokalen Maßnahmen zur Renaturierung von Bächen, eine wichtige Unterstützung für bundesweite Renaturierungsinitiativen bieten.

Referenzen

- BfN - Bundesamt für Naturschutz (2021) Gesamtlänge Fließgewässer. URL <https://www.bfn.de/infothek/daten-fakten/nutzung-dernatur/nutzung-von-binnengewassern/ii-32-1-gesamtlaeengefliessgewaessereinzugsgebiet.html>
- Bonn A, Brink W, Hecker S, Herrmann TM, Liedtke C, Premke-Kraus M, Voigt-Heucke S, von Gönner J, (...), Woll S (2022) Weißbuch Citizen Science Strategie 2030 für Deutschland, Helmholtz Gemeinschaft, Leibniz Gemeinschaft, Universitäten und Nicht-Akademische Einrichtungen, Leipzig, Berlin, SocArXiv. URL <https://doi.org/10.31235/osf.io/ew4uk>.
- Bonney R, Cooper CB, Dickinson J, et al. (2009) Citizen Science: A Developing Tool for Expanding Science Knowledge and Scientific Literacy. *Bioscience* 59:977–984. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.9>
- Böck, K., Polt, R., Schülting, L. (2018) Ecosystem services in river landscapes. In: *Riverine Ecosystem Management*. Springer International Publishing, Cham, S. 413–433. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_21.
- Brooks SJ, Fitch B, Davy-Bowker J, Codesal SA (2019) Anglers' Riverfly Monitoring Initiative (ARMI): A UK-wide citizen science project for water quality assessment. *Freshw Sci* 38:270–280. <https://doi.org/10.1086/703397>
- EEA - European Environment Agency (2018) European Waters Assessment of Status and Pressures 2018. <https://doi.org/10.2800/303664>; UBA - Umweltbundesamt 2022, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/oekologischer-zustand-der-fliessgewaesser>
- Europäische Kommission (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Brussels. URL <https://www.eea.europa.eu/policydocuments/directive-2000-60-ec-of>
- Hecker S, Haklay M, Bowser A, Makuch Z, Vogel J, Bonn A (eds) (2018) *Citizen Science. Innovation in Open Science, Society and Policy*. UCL Press, London. DOI 10.14324/111.9781787352339. URL <http://www.jstor.org/stable/j.ctv550cf2>
- Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands, LAWA (2003) URL:https://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/Typenkarte_Dez_2003.pdf?command=downloadContent&filename=Typenkarte_Dez_2003.pdf
- LAWA - Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (1998) Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin, Germany.
- LAWA - Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (2019) LAWA-Verfahrensempfehlung zur Gewässerstrukturkartierung – Verfahren für kleine bis mittelgroße Fließgewässer. Kulturbuchverlag, Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- Liebmann, L., Vormeier, P., Weisner, O., Liess, M. (2022) Balancing effort and benefit – how taxonomic and quantitative resolution influence the pesticide indicator system SPEARpesticides. *Sci. Total Environ.*
- Liess, M., von der Ohe, P.C. (2005) Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 954–965. <https://doi.org/10.1897/03-652.1>
- Liess, M., Schäfer, R.B., Schriever, C.A. (2008) The footprint of pesticide stress in communities—species traits reveal community effects of toxicants. *Sci. Total Environ.* 406, 484–490. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.054>; Knillmann, S., Orlinskiy, P., Kaske, O., Foit, K., Liess, M., 2018. Indication of pesticide effects and recolonization in streams. *Sci. Total Environ.* 630, 1619–1627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.056>.

- Liess, M., Liebmann, L., Vormeier, P., Weisner, O., Altenburger, R., Borchardt, D., Brack, W., Chatzinotas, A., Escher, B., Foit, K., Gunold, R., Henz, S., Hitzfeld, K.L., Schmitt-Jansen, M., Kamjunke, N., Kaske, O., Knillmann, S., Krauss, M., Küster, E., Link, M., Lück, M., M'oder, M., Müller, A., Paschke, A., Schäfer, R.B., Schneeweiss, A., Schreiner, V.C., Schulze, T., Schüürmann, G., von Tümpling, W., Weitere, M., Wogram, J., Reemtsma, T. (2021) Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Res.* 201, 117262
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262>
- Quinlivan L, Chapman D V, Sullivan T (2020) Validating citizen science monitoring of ambient water quality for the United Nations sustainable development goals. *Sci Total Environ* 699:134255.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134255>
- Pocock, M.J.O., Tweddle, J.C., Savage, J., Robinson, L.D. & Roy, H.E. (2017) The diversity and evolution of ecological and environmental citizen science. *PLoS ONE*, 12, e0172579.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172579>
- Sheard, J.K., Adriaens, T., Bowler, D.E., Büermann, A., Callaghan, C.T., Camprasse, E.C.M., Chowdhury, S., Engel, T., Finch, E.A., von Gönner, J., Hsing, P.-Y., Mikula, P., Oh, R.Y.R., Peters, B., Phartyal, S.S., Pocock, M.J.O., Wäldchen, J. & Bonn, A. (2024) Emerging technologies in citizen science and potential for insect monitoring. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 379, 20230106. <https://doi.org/10.1098/rstb.2023.0106>
- Storey RG, Wright-Stow A, Kin E, et al. (2016) Volunteer stream monitoring: Do the data quality and monitoring experience support increased community involvement in freshwater decision making? *Ecol Soc* 21:art32. <https://doi.org/10.5751/ES-08934-210432>
- Szöcs E, Brinke M, Karaoglan B, Schäfer RB (2017) Large Scale Risks from Agricultural Pesticides in Small Streams. *Environ Sci Technol* 51:7378–7385. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00933>
- UBA – Umweltbundesamt (2022) Ökologischer Zustand der Fließgewässer. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/oekologischer-zustand-der-fliessgewaesser>
- von Gönner, J., Bowler, D.E., Gröning, J., Klauer, A.-K., Liess, M., Neuer, L. & Bonn, A. (2023) Citizen science for assessing pesticide impacts in agricultural streams. *Science of The Total Environment*, 857, 159607. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722067079>
- von Gönner, J., Gröning, J., Grescho, V., Neuer, L., Gottfried, B., Hänsch, V.G., Molsberger-Lange, E., Wilharm, E., Liess, M., Bonn, A. (2024b) Citizen science shows that small agricultural streams in Germany are in a poor ecological status. *Science of the Total Environment* 922, 171183.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171183>
- von Gönner, J., Masson, T., Köhler, S., Fritsche, I., & Bonn, A. (2024b). Citizen science promotes knowledge, skills and collective action to monitor and protect freshwater streams. *People and Nature*, 6(6), 2357–2373. <https://doi.org/10.1002/pan3.10714>
- Wick A, Bänsch-Baltruschat B, Keller M, Scharmüller A, Schäfer R, Foit K, Liess M, Maaßen S, Lischeid G (2019) Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden. Teil 2 Konzeption eines repräsentativen Monitorings zur Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. URL <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/umsetzung-des-nationalen-aktionsplans-zur-0>

Recognizing and understanding unexpected ecological disasters: losses of submerged macrophytes and potentials of causal attribution.

Christiane Krambeck

NABU Plön, christiane.krambeck@gmx.de

Keywords: man-made stress, uncertainty, storyline, associations, plausibility, confidence

Introduction

A disaster should be self-evident. An unexpected disaster, however, is not necessarily detected by routine monitoring based on indicators for well-known disturbances. Understanding the unforeseen might moreover require to leave beaten tracks. Surprising losses of submerged macrophytes (SUM) in fact confronted us with limits of classical approaches.

For instance, the good ecological status attested to the deep, mesotrophic lake Suhrer See by WFD macrophyte monitoring (lanaplan 2018) was incompatible with losses observed by a local nature protection group in charge of the protected area (NABU Plön, Krambeck 2020a). Charophytes should also have prospered in the clear water (Schubert et al 2018). A potential causation by herbicide application ashore seemed unbelievable as well since herbicides are hardly detectable in lake water (LLUR 2018). The losses were nevertheless real and must have had some cause. And they raised concerns about species protection, since a historical reference (Frenzel 1992) showed a degradation over decades already. We therefore started a systematic documentation of responses of submerged macrophytes (SUM) in 1 to 3 m depth from May to September at different sites and weather conditions (for materials and methods see: Krambeck 2020a, 2022, Krambeck et al 2025).

Analyzing the unusual SUM responses was a matter of understanding not anticipated effects of new stressors, i.e. of man-made stress. And cause and effect were distant in space and time in this case which implied random influences in a complex context and entailed irreproducibility and unpredictability. In consequence, the only possible were inferences indicating more or less likely relations. Results along this line challenged standards and limnological certainties and sparked a dispute on confidence and missing classical proves. A scientifically tenable way out was to adopt solutions for analogous problems like extreme weather events or mysterious outbreaks of diseases (Hill 1965, Minnerop & Otto 2020). Facing the inherent uncertainty went out to be the key (AR6 2021, Fairbrother et al 2015, Hamilton et al 2015). Successive progress along this line shall be recapitulated.

Successive development of causal fields for detected SUM losses

Storyline for SUM losses with relation to agricultural subcatchments and lines of evidence

At the beginning of our underwater survey in the deep lake Suhrer See in 2013, dense charophyte meadows were the rule in its northern parts. But in the extremely wet summer 2017, they were all of

a sudden missing in the agricultural Northeast, while still found in the Northwest. Moreover, the losses occurred at places without visible surface runoff and also distant from the only two drain outlets. All in all pointed to a subsurface pathway of a potential contamination, being plausible for a groundwater fed lake in a sandy morainal plain (Hupfer & Nixdorf 2011). These were the first lines of evidence for a potential causation by herbicide loaded interflow (Krambeck 2020a).

The next summer went out to be extremely dry. From July on, charophytes regenerated in the northeastern corner of the lake, but not below the center of the agricultural subcatchment along the subsequent shoreline. Dense stands of angiosperms developed there instead. And still further south, the shore remained bare up to the edge of the agricultural subcatchment.

In 1991, Frenzel still noted mass developments of *Chara* sp. below the central part of the already agricultural subcatchment. Along the subsequent shore, she found gradually declining Charophyte densities up to none over a short stretch in the end. And this was the only site around the whole lake without charophytes by that time. Recent underwater inspection revealed a corresponding continuous steepening of the underwater slope as cause. According to records of wetterkontor.de, the summer 1991 accidentally was as extremely wet as the one in 2017. Agriculture alone was thus insufficient to explain the difference to the contemporary situation. A recent change in cultivation had to be postulated in addition. The later found critical herbicide diflufenican (see below, Krambeck et al 2024) was in fact first described in 1985 (Cramp et al. 1985) and not yet widely used in 1991.

The summers from 2019 to 2025, the precipitation stayed in a normal range. Compared with 2018, the submerged vegetation declined in density at the different sites, but not in quality. Below the center of the agricultural subcatchment even angiosperms became sparse again.

All in all the responses of the SUM displayed a wide range from best to worst cases in dependence of local stressors like underwater slope and herbicide application in connection with interflow. Most pronounced responses coincided with high interflow, corresponding to with very high herbicide loads generally found in wet phases (Willkommen et al 2019, Loose et al. 2025). The underwater image ranged from wintergreen charophyte meadows with rare species in undisturbed situations to charophytes returning each summer, to only angiosperms and up to bare ground under highest stress. This pattern of gradual decline with increasing stress is consistent with what is to be generally expected along a gradient of a stressor imposed on a community evolutionary not adapted to it: first a loss of single species, next a replacement of functional groups and a total loss in the end (Odum 1985). These recurring patterns of gradual responses to interflow from agricultural areas in different situations rendered a further line of evidence for an agricultural impact.

If a causal connection were really true, analogous SUM losses should have been found elsewhere by other authors too. And in fact, there were analogous patterns reported throughout the literature (Krambeck 2020b), and the suspicion of a relation to herbicide application was familiar to in this context interviewed macrophyte experts.

Step by step the causal relation between SUM losses and herbicide application became thus more likely true than not. Notwithstanding some at first glance confusing results.

A measure of "Vertragsnaturschutz" (funding for ceasing herbicide application) was initiated in 2019 on 2,5 ha within the field next to the most evident SUM losses by the LLUR (state agency in charge). But the littoral below remained bare up to now. In fact, the 2,5 ha were a tenth only of the area of the agricultural subcatchment, that must have continued to deliver contaminated interflow to the lake thus that the effect could be hardly diminished by the measure. A contaminated drain outlet identified as major contamination source (Höinghaus 2022) contributed also only a few percent to the hydrological balance. Strikingly, there even grew dense angiosperms twenty meters around this drain inlet in

summer, in sharp contrast to bare grounds around. Only very high drainage discharge erased the SUM in front of the inlet occasionally, indicating a lesser nearshore dilution of contaminants with high discharge. Remained the question, why there grew SUM at all just before the inlet. A closer inspection of the drain inlet yielded a clue to this at first sight baffling fact. Shortly before entering the lake, the drain inlet visibly cuts through a clay lens that may block interflow at this special site preventing accumulation of contaminants in sediments upon infiltration. In a sediment sample from this site, there were also no herbicides detected (Machate et al 2021).

In May 2020, the before wintergreen charophyte meadow decayed in the North bay, and in June, the ground was bare. The autumn before, fallow vegetation was removed on a nearby field by application of metsulfuron and glyphosate and winter grain was cultivated with application of diflufenican, flufenacet and chlorotoluron. Glyphosate and the highly mobile metsulfuron were not applied afterwards any more. But cultivation changed over the following years, and SUM responded each time in a logical manner. After autumns with herbicide application for winter grain followed degradation in the inner bay the next spring and recovery after years without application.

Though unintended, the recultivation can be considered as an experiment with application of herbicides as test of SUM responses with the before undisturbed state as control. The positive result was one strong line of evidence more and now rendered a causal relation between herbicide application and SUM responses likely.

In 2022, it could be confirmed by passive sampling at sites with acute SUM losses that herbicides were present above sediment surfaces in relevant concentrations (Krambeck et al 2024). Diflufenican went out to be the main stressor. This implied a chance that no more using just this herbicide could help to reverse the trend of decline. Surprisingly, a locally not applied herbicide was relevant too. That implied, that even deposited compounds could move with interflow from land surfaces via soils to sediments and make a difference there. Many questions arising had to be left open, like e.g., the presence of herbicides along stress gradients, sensitivities of SUM diaspores and potential time dependence of sensitivities to nonpolar herbicides, like pendimethalin that was hardly detectable in water above sediments but in high concentrations in passive samplers implying adsorption to cells.

Storyline for SUM losses without relation to agricultural subcatchments and lines of evidence

Initially, two bays in the North and NW of the lake were monitored as reference for undisturbed situations. But after some years, there occurred initially mysterious bay-wide losses, first in the NW bay and later in parts of the outer realm of the North bay. In both cases, signs of decay in vital *Chara* meadows were to be registered years before the losses. That far, the pattern points to H₂S toxicity due to a disturbance of the biogeochemical sulfur-cycle at the sediment surface, either by an abnormal supply of sulfur with interflow or by a disturbance of bioirrigation or both (Krambeck et al 2025). In the local sandy soils, elevated levels of sulfur may be delivered from acidification fronts (Bittersohl et al 2016). Without bioirrigation, H₂S generation may also be relocated from deeper sediment horizons to the surface and poison benthic life (Volkenborn et al 2019). In lakes, sediment dwelling chironomid larvae (Hölker et al. 2015) and roots of vascular plants may oxygenate upper sediment layers.

In this wicked case, the background information from literature provides at least a plausible hypothesis and a base for investigation. The next step should be to check seepage water for indication of acidification and pesticide presence at high interflow in soil profiles over a depth corresponding to the depth of the endangered underwater meadows (1 to 3m below lake level). In parallel, seasonal deposition of ammonia and pesticides, being potential primary causes, should be monitored.

So far, the unusual malfunction of benthic processes reveals fundamental gaps in understanding. If soil acidification should be found to likely be the main cause of the strange charophyte decay, that could be one more argument for abating ammonia emissions for the sake of nature protection.

Emerging causal fields as flowcharts

Flow charts are classical instruments for depicting a state of understanding. They imply a systematic structure, provide clarity and transparency in communication and a base for modeling. Here (fig.1) they serve as blueprint for causal fields developed in course of the above storylines. The starting point is always an unexpected SUM response and the question of its cause. Conditions with plausible influence were appointed on the base of local information, associations and plausibility based on expert background knowledge.

Conditions for causation are subdivided by formal logic into necessary and sufficient ones. If causes are distant in time and space from effects, they have to be supplemented by sustaining conditions. Necessary is some factor with a likely main adverse effect, sufficient is some transfer to the effect site and sustaining are all influences potentially modifying the degree of the disturbance on the way. For interpretation of SUM responses, potential addition of local natural stress has to be included. The likelihood for a causal field being true or not should increase in course of the investigation.

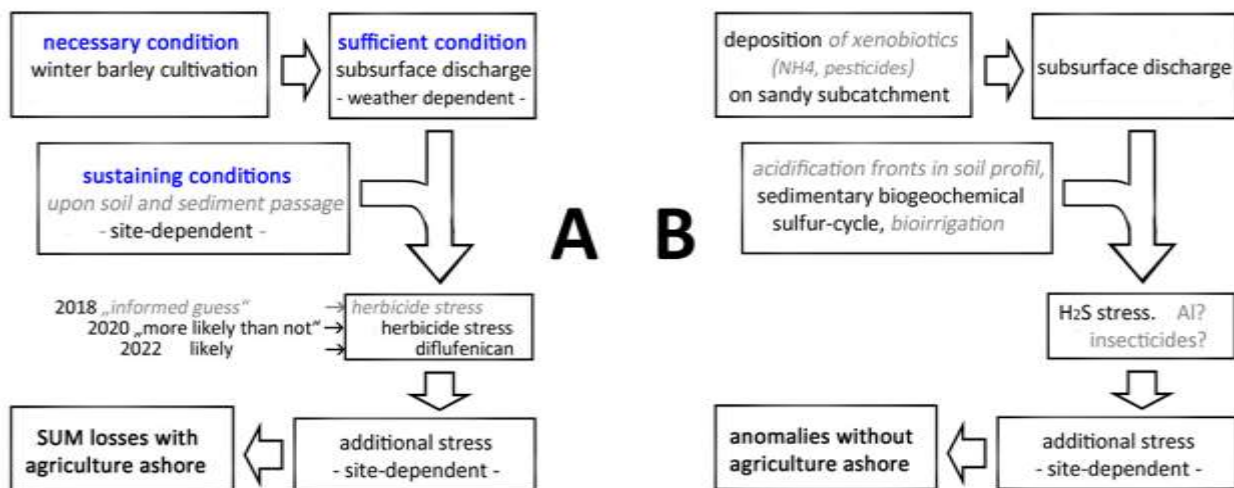


Fig. 1: Emerging causal fields for losses of submerged macrophytes depicted as flow charts. A) with agriculture ashore. B) without agriculture ashore. blue: identified principal condition. black: known or likely true. grey: hypothetical.

The flowcharts comprise statements with different levels of likelihood to be true, which are based on information in the storylines and plausibility of potential relations based on scientific knowledge. That implies properties of qualitative Bayesian expert networks, which enable, based on assessments for intermediate steps, a rough global statement on the probability of a causal relation to be true. For environmental issues with high uncertainty and missing or few data as a rule, Bayesian expert networks are the method of choice (Hamilton et al 2015).

The changing assessment for herbicide stress from an "informed guess" in 2018 to "likely" in 2022 (fig.1A) are founded on the successive occurrence of different kinds of associations with SUM states. Each association could have been random, but the more different ones pointed in the same direction the more likely became some background of causality. This is the essence of Hills criteria (1965)

which in fact were compiled all in 2022 for the case of SUM losses (fig.1A, in detail see Krambeck et al 2024, suppl.).

In the second case (fig.1B), there was a recurring association of wet phases with blooms of filamentous algae and colloidal sulfur fogs in Chara meadows, which indicated somehow altered subsurface discharge. The monitoring further revealed a pattern of analogous sequences spanning years in the two bays, but not synchronously. This pattern pointed to an effect of an over years accumulating influence depending on local differences of subcatchments. Hill (1965) evaluated associations far distant in time as a weak criterion for causation because rarely clear and difficult to find.

The second criterion to which Hill (1965) asserted little significance, was plausibility. Nevertheless, his framework of increasing likelihood anticipated approaches to complex systems based on inserting grades of plausibility in between true and false (Zadeh 1973). Hill pragmatically moved in the same direction already and rejected evasive proof requests ("armchair arguments") and overly confidence in routines of statistics as of no use in such a complex context. In the given case, associations in the sense of Hill also proved to render robust first lines of evidence and a firm supplement to plausibility derived from the state of present knowledge on mechanistic relations and data from passive sampling.

General workflow

The proved and tested workflow (fig.2) has much in common with usual ecological research and started in fact as such. The emphasis only shifted as required bit by bit towards the awareness of uncertainty and adoption of principle concepts of advanced causal attribution.

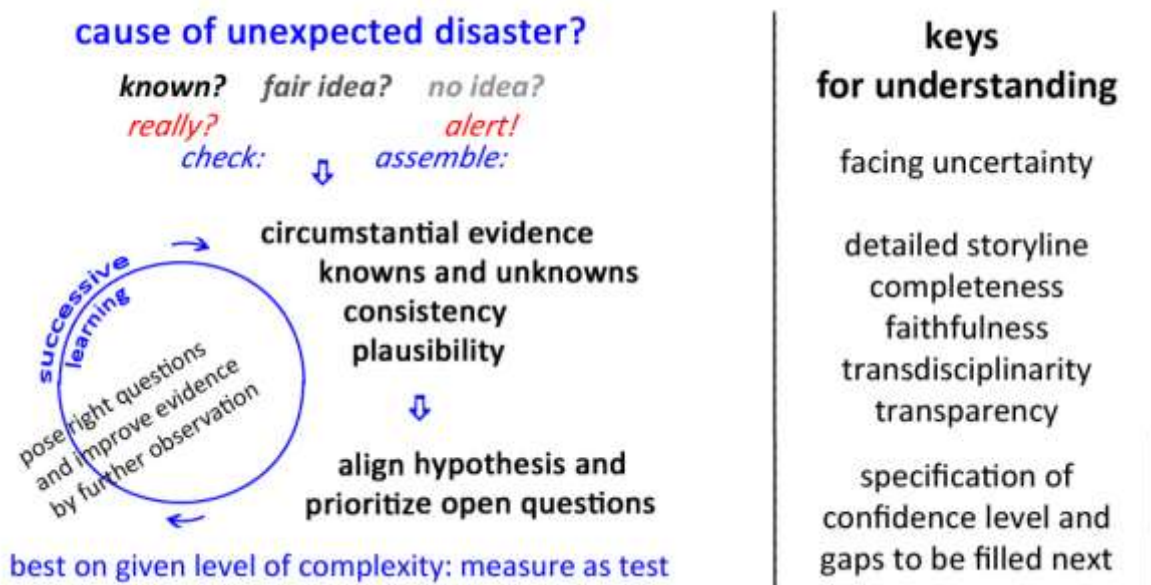


Fig. 2: Probed and tested in investigating SUM losses: general workflow in the search for causes of unexpected disasters. left: search as a process of successive learning. right: key aspects

New was the priority of recognizing unforeseen disasters as such. The alert to have seen some drastic change in the lake without first having any idea about its cause or only a vague one was simply the precondition for learning more about the functioning of the system. It thus turned from an embarrassment to a necessity. Seeing the task, posed by not understood effects of man-made stressors, as a chance to get new insights, fostered progress whereas business as usual attitudes led to nowhere.

Observation followed by interpretation had to be repeated in a process of successive learning for consolidation of hypotheses. However, the task posed by unexpected disasters did not render straightforward true or false inferences. Progress consisted instead in increasingly likely true assessments based on expert opinion and plausibility. Accounting for the hence subjective dimension required transparency of storylines and inferences, i.e. completeness and faithfulness (Parker & Risby 2015). Moreover, terms were needed for communicating different degrees of (un-)certainty (Mach et al 2017). Along this line, a calibrated uncertainty language was introduced by AR6 (2021) together with the concept of confidence as a function of evidence and scientific agreement. The adopted terms "more likely than not" and "likely" signalize a medium confidence level considered to be fit for purpose and to be communicated to stakeholders as to be taken serious.

The strict "ex post" principle of causal attribution to extreme weather events (Minnerop & Otto 2020) is likewise applicable in the case given. It is possible to disentangle the main causes of a disaster with a complex background, but only and only in retrospective and as a probability statement.

SUM responses turned out to depend on extreme weather events, long-term processes and seasonally changing vulnerability. Seasonal monitoring over eight years covering extremely wet and dry phases proved adequate for finding associations and consolidating hypotheses. Historical references were needed to assess long-term effects of disturbances outcompeting diaspora resilience.

The interpretation had to be based on the landscape context, prehistory and state of knowledge on potential causal relations. In the case given, clues were found so far in fundamentals of ecology and limnology and across other disciplines, for instance ecotoxicology, hydrology and soil, forestry and marine sciences.

Arising questions led to the quest for tests from a certain point on. Few tests could be realized yet in the current project, either with scientific allies (passive sampling) or by chance (fallow recultivation). Each test yielded strong lines of evidence with theoretical and practical implications, together with new questions often touching seminal frontiers of knowledge.

Reception of scientific community and stakeholders and implications

Scientific peers of different disciplines anchored the project with caveats and encouragement. Their advice ranged from measurements as only valid line of evidence to acceptance of plausibility based on SUM responses and circumstances alone. Both approaches eventually proved to be complementary in the process of understanding (fig.2). Specialists were the more inclined to help out with measurements for clarification of arising questions, the more likely a potential explanation seemed near to truth.

The state agency in charge of lake protection took our SUM loss alert of 2017 serious, started a measure and measurements and convened regular expert rounds on the SUM losses. The last meeting in 2021, however, ended with a request for proof. Further support and discussions were aborted. Later results were ignored.

Farmers were affected by the suspicion of herbicide effects and saw their reputation and existence endangered. Nonetheless they were interested in further progress and willing to cooperate with the authorities, requiring just a fair treatment. Relying on the offered professional agricultural counseling, they were convinced to "do everything alright".

Lessons learned from SUM responses turned accustomed standards upside down. Even the few locally manageable inferences, like a tentative ban on diflufenican and upgrading the WRRL

monitoring for ecotoxicological indication, would have required a turnaround. The implementation of other inferences, like adapting buffer zones and threshold values and mitigating pesticide and ammonia emissions, would have been a matter of a super-regional political change.

For that far reaching inferences, it was a way out, albeit no solution, to request certainty and rank less as impertinence. Without insight in the necessity of working on a medium confidence level, the coup seemed competent and even responsible. But it ignored the existing consensus on conditions for an effective protection of inland waters and biodiversity. To cope with this task, needs open-end cooperation between science and practice (Grambow et al 2020, Kotamäki et al. 2024) and complexity-proof assessments (Brown et al 2016, Connon et al 2012, EAWAG 2018, Hamilton et al 2015, Kienle et al 2015, Köhler & Triebkorn 2013, Liess et al 2019, Maier et al 2015, Poikane et al 2020, Triebkorn et al 2003, Schaeffer et al 2018, Sigmund et al 2023).

General conclusion

Understanding ecological effects of man-made stress means working at the limits of current knowledge. Starting from old-fashioned observation of ecosystem responses and applying advanced causal attribution and up to date measuring techniques to emerging questions yielded first promising results of fundamental and practical relevance.

Progress depended on working on the appropriate level of complexity. This rendered a relativization of (un)certainly mandatory and left current standards of ecological research behind. In combination with a growing unease in the scientific community and demand for new approaches, this is a classical constellation indicating a pending shift in paradigms (Kuhn 1962). This issue has to be settled within the scientific community, as trust in science depends on agreement (Oreskes 2019).

Effective mitigation can be achieved, but requires cooperation between science and practice and a mode for reconciliation of the two fields with their different backgrounds and attitudes.

References

- AR6 (2021): The physical science basis, chapt.1: framing, context and methods, Box 1.1
- Bittersohl, J., Walther, W., Meesenburg, H. (2016): Aktuelle Aspekte der Langzeitversauerung von oberirdischen Gewässern und Grundwasser in Deutschland. Beiträge aus der NW-FVA, B.14, S.23-37
- Brown, R., Whale, G., Jackson, M., Maltby, L. (2016): Towards the Definition of Specific Protection Goals for the Environmental Risk Assessment of Chemicals: A Perspective on Environmental Regulation in Europe. *Integrated Environmental Assessment and Management* 13(1), 17–37
- Connon, R.E., Geist, J., Werner, I. (2012): Effect-Based Tools for Monitoring and Predicting the ecotoxicological Effects of Chemicals in the Aquatic Environment. *Sensors* 2012, 12, 12741–12771
- Cramp, M. C., Gilmour, J., Hatton, L. R., Hewett, R. H., Nolan, C. J., Parnell, E. W. (1985): Diflufenican a new selective herbicide. *Proceedings of the BCP Conference Weeds*, Vol. 1, 23-28.
- EAWAG (2018): 10 Jahre engagiert für die Ökotoxikologie. Artikel
- Fairbrother, A., Hartl, B., Hope, B. K., Jenkins, J. J., Li, Y.-W., & Moore, D. R. J. (2015): Risk management decisions for pesticides and threatened and endangered species: The role of uncertainty analysis. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(2), 502-518.
- Frenzel, B., 1992. Die Ufer-und Makrophytenvegetation des Suhrer Sees. – Diplomarbeit CAU Kiel.
- Grambow et al (2020): Die Wasserpolitik im Anthropozän. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2020 (13)7, 356-368
- Hamilton, S.H., Pollino, C.A., Jakeman, A.J., 2015. Habitat suitability modelling of rare species using Bayesian networks: Model evaluation under limited data. *Ecolog. Modelling* 299, 64-78.
- Hill, A.B. (1965): The environment and disease: association or causation? *Proc R. Soc. Med* 58. 295-300
- Hölker, F.; Vanni, M. J.; Kuiper, J. J.; Meile, C.; Grossart, H.-P.; Stief, P.; Adrian, R.; Lorke, A.; Dellwig, O.; Brand, A.; Hupfer, M.; Mooij, W. M.; Nützmann, G.; Lewandowski, J. (2015): Tube-dwelling

- invertebrates: tiny ecosystem engineers have large effects in lake ecosystems. *Ecological Monographs* Vol. 85 (3), p. 333-351
- Höinghaus, M., 2022. Pflanzenschutzmitteleinträge über Drainagen in den Suhrer See. Masterarbeit, Hydrologie, CAU Kiel.
- Hupfer, M. & Nixdorf, B. (2011): Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg. Diskussionspapier 11. Berlin-brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Berlin.
- Kienle, C., Gauch, R., Vermeirssen, E., Werner, I. 2015. Methoden zur Beurteilung der Wasserqualität anhand von ökotoxikologischen Biotests: Ergebnisse einer Literaturrecherche und einer Expertenbefragung. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag-EPFL, Dübendorf.
- Köhler, H. R., & Triebkorn, R. (2013). Wildlife ecotoxicology of pesticides: Can we track effects to the population level and beyond? *Science*, 341, 759–765.
- Kotamäki, N., Arhonditsis, G., Hjerpe, T., Hyttiäinen, K. et al (2024): Strategies for integrating scientific evidence in water policy and law in the face of uncertainty, *Sci Tot. Environm.*, Volume 931, 172855
- Krambeck C. (2020 a). Ausfälle submerser Vegetation und Verdrängung von Characeen durch Angiosperme in einem mesotrophen See und mögliche Rolle von Herbizideinträgen. *DGL Ergebn. Jahrestagung 2019 (Münster)*, S.167-178
- Krambeck, C. (2020 b): Phosphor, Fische und was noch? Ungeklärte Charophytenrückgänge und Hinterfragung möglicher Ursachen von Fall zu Fall. Videokonferenz 2.10.2020 <https://dgl-ev.de/veranstaltungen/veranstaltungsberichte-1-1>
- Krambeck, C. (2022): Ökosystemare Aspekte von ökotoxikologischen Effekten in Seen als möglicher Schlüssel für eine realistische und pragmatische Risikobewertung. *DGL Ergebn. Jahrestagung 2021 (Leipzig)*, S. 137-146
- Krambeck, C., Römerscheid, M., Paschke, A. (2024): Passive sampling of herbicides above sediments at sites with losses of submerged macrophytes in a mesotrophic lake. *Sci. Tot. Env.* 912 (2024) 169083
- Krambeck, C., Thiessen, H., Schlemminger, F. (2025): Blue eyes, black holes and blooms of filamentous algae in dwindling Chara meadows. Drone supported monitoring. *DGL Ergebnisse Jahrestagung 2024 (Dresden)*
- Kuhn 1962: The structure of scientific revolutions. *International Encyclopedia of Unified Science*, Vol. 2 (2) The University of Chicago Press.
- lanaplan (Stuhr, vd Weyer, Meis) 2008, 2012, 2015, 2018, 2019, 2021. Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für die WRRL- und FFH-Richtlinie in schleswig-holsteinischen Seen.
- Liess, M., Ratte, T., Ebke, P., Hollert, H. (2019): 20 years SETAC GLB: increasing realism of pesticide risk assessment. *Environ Sci Eur* (2019) 31:13
- LLUR SH (2018): Bericht zur chemischen Situation der Fließgewässer und Seen in Schleswig-Holstein.
- Loose, L.P., Ulrich, U., Fohrer, N. (2025). Investigating pesticide contamination in arable soils: An advanced monitoring study from Northern Germany. *Science of The Total Environment*, 999, 180378 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180378>.
- Mach, K.J., Mastrandrea, M. D., Freeman, P. T., Field, C. B. (2017): Unleashing expert judgment in assessment. *Global Environmental Change*, Volume 44, p. 1-14
- Machate, O., Dellen, J., Schulze, T., Wentzky, V. C., Krauss, M., & Brack, W. (2021): Evidence for antifouling biocides as one of the limiting factors for the recovery of macrophyte communities in lakes of Schleswig-Holstein. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 1-12.
- Maier, D., Blaha, L., Giesy, J. P., Henneberg, A., Köhler, H.-R., ..., Triebkorn, R. (2015): Biological plausibility as a tool to associate analytical data for micropollutants and effect potentials in wastewater, surface water, and sediments with effects in fishes. *Water Research*, 72, 127-144
- Minnerop, P., Otto, F., 2020. Climate change and causation: joining law and climate science on the base of formal logic. *Buffalo J. Environ. Law* 27. <https://doi.org/10.2139/ssrn.3522519>, 39 p.
- Odum, E.P. (1985): Trends expected in stressed ecosystems. *Bioscience* 35, 419-422. <https://doi.org/10.2307/1310021>.
- Oreskes (2019): *Why trust science?* Princeton University Press
- Parker, W.S. and J.S. Risbey 2015. False Precision, Surprise and Improved Uncertainty Assessment. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 373(2055): 20140453
- Poikane, S., Herrero, F. S., Kelly, M. G., Borja, A., Birk, S., van de Bund, W. (2020): European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of the Total Environment* 740, 140075
- Schäffer, A., Filser, J., Frische, T., Gessner, M., Köck, W., Kratz, W., Liess, M., Nuppenau, E.-A., Roß-Nickoll, M., Schäfer, R., Scheringer, M. (2018). The silent spring - on the need for sustainable plant protection. Discussion No. 16. German National Academy of Sciences Leopoldina. Halle

- Schubert, H., Blindow, I., Bueno, N., Casanova, M.T., Pelechaty, M., Pukacz, A. (2018): Ecology of charophytes – permanent pioneers and ecosystem engineers. *Perspectives in Phycology* 5 (1), 61–74
- Sigmund, G., Ågerstrand, M., Antonelli, A., Backhaus, T., Brodin, T., Diamond, M. L., Erdelen, W. R., Evers, D. C., Hofmann, T., Hueffer, T., Lai, A., Torres, J. P. M., ... Groh, K. J. (2023). Addressing chemical pollution in biodiversity research. *Global Change Biology*, 29, 3240–3255.
- Triebkorn, R., Adam, S., Behrens, A., Beier, S., ..., Traunspurger, W. (2003): Establishing causality between pollution and effects at different levels of biological organization: the VALIMAR project. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 9, 171-194
- Volkenborn, N., Woodin, S.A., Wethey, D.S., Polerecky, L. (2019): Bioirrigation. p.663-670 in: Cochran et al (eds), *Encyclopedia of Ocean Sciences*, Academic Press
- Willkommen, S., Pfannerstill, M., Ulrich, U., Guse, B., Fohrer, N. (2019): How weather conditions and physico-chemical properties control the leaching of flufenacet, diflufenican, and pendimethalin in a tile-drained landscape. – *Agricult. Ecosyst. & Environm.*, 278, 107-116
- Zadeh, L.A. (1973): Outline of a New Approach to the Analysis of Complex Systems and Decision Processes. In *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, vol. SMC-3, no. 1, pp. 28-44

Harmonisierung von Diatomeen-Taxalisten, die auf Morphologie und molekularen Daten basieren

Wolf-Henning Kusber, Nélide Abarca, Oliver Skibbe, Regine Jahn & Jonas Zimmermann

Freie Universität Berlin, ZE Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin, Königin-Luise-Str. 6-8, 14195 Berlin, w.h.kusber@bo.berlin, n.abarca@bo.berlin, o.skibbe@bo.berlin, r.jahn@bo.berlin, j.zimmermann@bo.berlin

Keywords: Bundestaxaliste, Rote Listen, Dokumentation, Kieselalgen, Reference Library, Standards

Einleitung

Mikroalgen-Taxalisten und Datenbanken sind Grundlagen für Biodiversitätserfassungen, Monitoring und Taxonomische Checklisten. Je nach Bedarf sind diese Listen unterschiedlich detailliert und aufgrund begrenzter öffentlicher Finanzierung auf unterschiedlichem Aktualitätsstand. In jedem Fall sind sie im Hinblick auf ihre Datengrundlage kritisch zu hinterfragen, was z.B. im Rahmen von DGL-Veranstaltungen geschieht. Beispiele sind Arbeiten zur Planktonliste (Mischke et al 2018), den Roten Listen (Gutowski et al. 2020), der Bundestaxaliste (Schilling et al. 2022) und zur Benennung von Algentaxa (Kusber et al. 2025).

Dieser Beitrag befasst sich am Beispiel der Kieselalgen (Diatomeen) mit der Harmonisierbarkeit von Taxalisten, die auf Morphologie und molekularen Daten basieren. Die Notwendigkeit einer taxonomischen Harmonisierung ergibt sich aus dem Umstand, dass z.B. archivierte Objektträger, Umweltproben oder Bohrkerne zwar meist noch morphologisch nachuntersucht werden können, eine molekulare Analyse der darin enthaltenen Taxa aber nur selten möglich sein dürfte. Aus diesen Gründen müssen die bisher nur unzureichend morphologisch beschriebenen Taxa mit modernen Verfahren neu charakterisiert werden.

Ergebnisse und Diskussion

Bis in die 1990er Jahre gab es für Diatomeen in Deutschland eine relativ überschaubare Anzahl morphologisch basierter Listen. Mit der Süßwasserflora von Mitteleuropa (Krammer & Lange-Bertalot 1986–1991) war erstmals ein umfassendes Bestimmungswerk verfügbar, das ausschließlich auf Mikrofotos statt auf Strichzeichnungen basierte und damit die Artidentifikation auf dem damaligen Forschungsstand erheblich erleichterte. Die erste Checkliste und Rote Liste limnischer Diatomeen für Deutschland (Lange-Bertalot 1996) fußte weitgehend auf diesen Bänden. Als der Vorläufer der Bundestaxaliste (Schilling 2020, Schilling et al. 2022) erstmals in Buchform publiziert wurde (Mauch et al. 2003), wurden darin auch zahlreiche ältere und neuere Bestimmungsbücher referenziert. Deshalb war es in einigen Fällen (z.B. innerhalb der Diatomeengattung *Pinnularia*) nicht mehr klar, auf welchem Bestimmungswerk die Identifikation einzelner Taxa basieren sollte. Für die Bestimmungspraxis bedeutete das, dass die Identifikation eines Taxons ohne Nennung der verwendeten Bestimmungsliteratur nicht mehr eindeutig war. Für eine Langzeitnutzung von

Observationsdaten empfiehlt es sich daher, auch in Zukunft jede Identifikation mit Bezug zur Bestimmungsquelle anzugeben.

Für den Bereich des Phytoplanktons wurden bereits von Mischke & Behrendt (2007) konkrete Bestimmungsvorschläge mit Publikation, Seitenzahl und Abbildung angegeben und an die Bundestaxaliste weitergeleitet, ebenso passierte das im Rahmen der Überarbeitungen der Phytoplankton- und Diatomeenlisten (Mischke et al. 2018, Kusber et al. 2025). Checkliste und Rote Liste der Diatomeen sowie die Bundestaxaliste haben unterschiedliche Aufgaben und Inhalte, die in Tabelle 1 zusammengefasst werden.

Tab. 1: Aufgaben und Inhalte der Diatomeen-Listen aus Deutschland. RLZ = Rote-Liste-Zentrum, BfN = Bundesamt für Naturschutz.

	Checkliste	Rote Liste	Bundestaxaliste
Herausgabe	RLZ, BfN	RLZ, BfN	Umweltbundesamt
Aufgabe	Gesamtübersicht über die Biodiversität	Teil der Checkliste, der gefährdete Taxa enthält	Codierung des Monitoring-relevanten Teils der Biodiversität
Datenbasis	Alle adäquaten Informationsquellen, z. B. Forschungsliteratur	Historische und aktuelle Observationsdaten	Taxa mit Relevanz für das Gewässermonitoring
Basis für die Aufnahme in die Liste	Recherche	Berechnung und Überprüfung anhand der Datenbasis historischer und rezenter Funde	Beantragung, Prüfschritte, Entscheidungsfindung
Aktualisierung	Innerhalb des Rote-Liste Prozesses	Innerhalb des Rote-Liste Prozesses	Beantragung, Prüfschritte, Entscheidungsfindung
Gattungen	Nicht gelistet	Nicht bewertet	Gattungen meist aufgenommen für Observationen geringer Bestimmungstiefe
Arten	Gelistet	Bewertung, wenn keine infraspezifischen Taxa gelistet	Gelistet
Infraspezifische Taxa	Ggf. gelistet	Ggf. Bewertung	Ggf. gelistet

In der aktuellen Bundestaxaliste gibt es die Möglichkeit, für einzelne Taxa eine spezifische Bestimmungsliteratur mit Seitenzahl und Abbildung zu hinterlegen. Diese Möglichkeit ist für mikroskopische Organismen wie Diatomeen empfehlenswert, da kontinuierlich neue Taxa (entweder neu für die Wissenschaft oder nur neu für Deutschland) publiziert werden. Ein weiterer Punkt ist,

dass in der Vergangenheit vereinzelt Taxa in die Checkliste (Lange-Bertalot 1996; Hofmann et al. 2018) oder die Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (Mauch et al. 2003) gelangt sind, deren Vorkommen in Deutschland nicht ausreichend belegt und dokumentiert war. Es gibt einige Ausschlussprinzipien für die Aufnahme in Taxalisten, die zunehmend Berücksichtigung finden. Das Vorkommen von aus fossilem Material beschriebenen Taxa in rezenten Proben ist kritisch zu hinterfragen, wenn es nicht (z. B. durch den Nachweis lebender Organismen) belegt werden kann. Taxa, die in der Flora von Mitteleuropa (Krammer & Lange-Bertalot 1986–1991) angegeben werden, müssen nicht zwingend auch in Deutschland vorkommen. Bei Funddaten, die aus Tertiärliteratur oder Datenbanken (z. B. Guiry & Guiry 2025) stammen, kann der ursprüngliche Daten-Kontext verloren gegangen sein. Daher ist ein kritischer Umgang mit diesen Quellen notwendig.

Seit den 1990er Jahren ist der Markt für Bestimmungsliteratur breiter und internationaler geworden. In Hofmann et al. (2013) wurden eine Reihe von Arten aufgenommen, die seit Krammer & Lange-Bertalot (1986–1991) von bestehenden Arten abgetrennt worden waren. Einige „neue“ Gattungen wurden in Lange-Bertalot et al. (2017) erstmals akzeptiert (z. B. *Neidiomorpha*, *Tryblionella*). Werum et al. (2024) ergänzten beide Ausgaben bei leicht überarbeiteter Klassifikation (z. B. in Bezug auf die Gattung *Gomphonella*). Hier wäre es für die Bundestaxaliste ein zusätzliches Qualitätskriterium, wenn Bestimmungshilfen zumindest in kritischen Taxongruppen umfänglich angeboten würden. Durch die Arbeit mit Beirat und Begleitgruppen ist bereits ein gewisser Qualitätsstandard erreicht worden, der sich allerdings negativ auf die Aktualisierungsfrequenz und damit die Aktualität der Gesamtliste auswirkt.

Checklisten werden durch kleinere Teams aus Expertinnen und Experten erstellt und können deshalb flexibler und schneller auf Neuerungen aus der Forschung sowie Änderungen in der Biodiversität eingehen. In der aktuellen Checkliste und Roten Liste der Diatomeen (Hofmann et al. 2018) wurden aus Platzgründen nur in Ausnahmefällen Bestimmungshinweise gegeben, etwa wenn die Synonymien überarbeitet oder gravierende Änderungen in Taxonkonzepten annotiert wurden.

Eine Harmonisierung von Diatomeen-Taxalisten, die auf Morphologie und molekularen Daten basieren, stellt hohe Ansprüche an die Qualitätssicherung bei der Verknüpfung morphologischer und molekularer Daten. Sogenannte Referenzbibliotheken „reference libraries“ liegen als öffentlich zugängliche Datenbanken oder als interne Datensammlungen vor. Eine Kuration der darin enthaltenen Daten ist unerlässlich, um fehlerhafte Verknüpfungen morphologischer und molekularer Daten auf Basis von unzureichend validierten Taxonnamen zu verhindern. Da es noch keine weltweit verbindlichen Standards für „reference libraries“ gibt, geben wir hier unsere Erfahrungen mit dem Aufbau einer eigenen „reference library“ wieder (Zimmermann et al. 2011, 2014, 2022), die im Rahmen von Einzelveröffentlichungen vollständig dokumentiert verfügbar gemacht wird (siehe Tabelle 2). Grundsätzlich müssen die Daten nachvollziehbar sein und sollten für die einzelnen Taxa möglichst aus einer gemeinsamen Quelle bzw. Studie stammen. Daher arbeitet die Berliner Forschungsgruppe Diatomeen vorwiegend mit klonalen Kulturen, die in einem engen Zeitrahmen die Untersuchung lebender Zellen, die Erfassung ihrer Schalenmorphologie und Variabilität (ggf. samt Auxosporen) sowie die Analyse molekularer Daten erlaubt. Flankierend wurde in einer Studie die morphologische und genetische Variabilität von verschiedenen Klonkulturen über mehrere Jahre hinweg analysiert. Dadurch konnte bestätigt werden, dass morphologische Änderungen in alten Kulturen vorkommen, während die relevanten Markergene genetisch stabil blieben (Mohamad et al. 2020).

Um höchsten Qualitätsansprüchen zu genügen, sollten es sich bei Einträgen in Taxalisten entweder taxonomisch-nomenklatorische Referenzen oder regionale Referenzen handeln. Taxonomisch-nomenklatorische Referenzen („TN“ in Tabelle 2) sind mit Typusbelegen verknüpft (Turland et al.

2025, Art 9.1, 9.3, 9.9), stammen aus der taxonomischen Grundlagenforschung und müssen nicht unbedingt aus der Region stammen, für die die Liste konzipiert ist. Regionale Referenzen („DE“ in Tabelle 2) beruhen auf dokumentiert identifizierten klonalen Kulturen, die für die Ursprungsregion, z. B. Deutschland höchste Relevanz haben. Solche Kulturen wurden im GBOL-Projekt erstellt (vgl. Zimmermann et al. 2022). Molekulare Sequenzen aus dem Umwelt-Metabarcoding können bei Übereinstimmung mit der Referenz als eindeutig identifiziert angesehen werden. In Tabelle 2 wird eine Auswahl in der Forschungsliteratur angegebener Referenzen aus der Berliner Reference Library wiedergegeben, die LM, REM und molekulare Daten (meist 18SV4 und *rbcL*) umfasst.

Tab. 2: Ausgewählte Referenzen limnischer und brackisch-mariner Diatomeen die LM, REM und molekulare Daten (meist 18SV4 und *rbcL*) umfassen. TN = taxonomisch-nomenklatorische Referenz, DE = regionale Referenz. * Open access Publikation.

Wissenschaftlicher Name	TN DE	Publikation
<i>Amphora berolinensis</i> N.Abarca & R.Jahn	TN DE	Zimmermann et al. (2014)*
<i>Cocconeis crawfordii</i> R.Jahn & Skibbe	TN DE	Jahn et al. (2021)
<i>Cocconeis ectorii</i> L.D.Mora, Stancheva & R.Jahn.	DE	Mora et al. (2024)
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenb.	TN DE	Romero & Jahn (2013)
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenb.	TN DE	Jahn et al. (2009)
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	TN DE	Jahn et al. (2009)
<i>Cocconeis scutellum</i> Ehrenb.	TN DE	Skibbe et al. (im Druck)*
<i>Gomphonella olivacea</i> (Hornem.) Rabenh.	TN DE	Jahn et al. (2019)
<i>Gomphonella coxiae</i> R.Jahn & N.Abarca	TN DE	Jahn et al. (2019)
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb. var. <i>acuminatum</i>	TN DE	Abarca et al. (2020)
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>brebissonii</i> (Kütz.) Hust.	DE	Abarca et al. (2020)
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>cryptoacuminatum</i> N.Abarca & R.Jahn	TN DE	Abarca et al. (2020)
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>scardicum</i> (Mitić-Kopanja, C.E.Wetzel, Ector & Levkov) N.Abarca & R.Jahn	DE	Abarca et al. (2020)
<i>Gomphonema capitatum</i> Ehrenb.	TN DE	Abarca et al. (2020)
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	TN	Abarca et al. (2014)*
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	TN DE	Abarca et al. (2020)
<i>Gomphonema saprophilum</i> (Lange-Bert. & E.Reichardt) N.Abarca, R.Jahn, J.Zimm. & Enke	TN DE	Abarca et al. (2014)*
<i>Mayamaea terrestris</i> N.Abarca & R.Jahn	TN DE	Zimmermann et al. (2014)*
<i>Navicula lanceolata</i> (C.Agardh) Ehrenb.	DE	Mohamad et al. (2022)
<i>Neidiomorpha binodiformis</i> (Krammer) Cantonati & Lange-Bert.	DE	In Vorbereitung
<i>Planothidium victorii</i> Novis, Braidwood & Kilroy	TN DE	Jahn et al. (2017)
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Bréb. ex Kütz.) Lange-Bert.	DE	Jahn et al. (2017)
<i>Stauroneis schmidiae</i> R.Jahn & N.Abarca	TN DE	Zimmermann et al. (2014)*
<i>Surirella librile</i> (Ehrenb.) Ehrenb. = <i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.) W.Smith	DE	Mohamad et al. (2022)
<i>Surirella visurgis</i> Hust.	DE	Mohamad et al. (2022)

Zusammenfassung

Diese Arbeit liefert einen Beitrag zum Verständnis von „reference libraries“ und soll für die Problematik der Qualitätssicherung morphologisch basierter Identifikationen sensibilisieren. Die bestmögliche Harmonisierung zwischen morphologisch basierten Listen und molekular basierten Listen geht von den Ergebnissen integrativer Untersuchungen aus, die über den morphologischen Vergleich mit Originalmaterial molekulare Sequenzdaten mit bekannten Taxa verknüpfen.

Danksagung

Daten und Erfahrungen, die in diese Arbeit eingegangen sind wurden im Rahmen des Projektes German Barcode of Life 2 Diatoms (GBOL2), BMBF 01LI1501E erhoben.

Literatur

- Abarca, N., Jahn, R., Zimmermann, J., Enke, N. (2014): Does the Cosmopolitan Diatom *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing have a Biogeography? - PLoS ONE 9(1): e86885.
- Abarca, N., Zimmermann, J., Kusber, W.-H., Mora, D., Van, A.T., Skibbe, O., Jahn, R. (2020): Defining the core group of the genus *Gomphonema* Ehrenberg with molecular and morphological methods. - Botany Letters 167(1):114-159.
- Guiry, M.D., Guiry, G.M. (2025): AlgaeBase. World-wide electronic publication, University of Galway. <https://www.algaebase.org>; abgerufen am 3.11.2025.
- Gutowski, A., Foerster, J., Knappe, J., Linne von Berg, K.-H., Hofmann, G., Lange-Bertalot, H., Werum, M., Klee, R., König, C., Metzeltin, D., Reichardt, E., Kusber, W.-H. (2020): Checklisten und Rote Listen der Süßwasseralgen Deutschlands. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Ergebnisse der DGL Jahrestagung 2019 (Münster), Essen: 319-324.
- Hofmann, G., Lange-Bertalot, H., Werum, M., Klee, R. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyta) Deutschlands – In: Rote Liste und Gesamtartenliste der Algen Deutschlands. – In: Metzger, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Landwirtschaftsverlag, Münster. - Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 601-708.
- Hofmann, G., Lange-Bertalot, H., Werum, M. (2013): Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Koeltz Scientific Books, Königstein: 908 S.
- Jahn, R., Abarca, N., Al-Handal, A., Kusber, W.-H., Zimmermann, J., Skibbe, O. (2021): Integrative taxonomic description of the marine species *Cocconeis crawfordii* (Bacillariophyceae) based on unialgal strains. - Nova Hedwigia Beiheft 151: 85-105.
- Jahn, R., Abarca, N., Gemeinholzer, B., Mora, D., Skibbe, O., Kulikovskiy, M., Gusev, E., Kusber, W.-H., Zimmermann, J. (2017): *Planothidium lanceolatum* and *Planothidium frequentissimum* reinvestigated with molecular methods and morphology: four new species and the taxonomic importance of the sinus and cavum. - Diatom Research, 32(1): 75-107.
- Jahn, R., Kusber, W.-H., Skibbe, O., Zimmermann, J., Van, A.T., Buczkó, K., Abarca, N. (2019): *Gomphonella olivacea* (Bacillariophyceae) – a new phylogenetic position for a well-known taxon, its typification, new species and combinations. - Plant Ecology and Evolution 152(2): 219-247
- Jahn, R., Kusber, W.-H., Romero, O.E. (2009): *Cocconeis pediculus* Ehrenberg and *C. placentula* Ehrenberg: Typification and taxonomy. - Fottea 9: 275-288.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1986-1991): Bacillariophyceae. 1.-4 Teil. - In Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 2(1-4). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Kusber, W.-H., Abarca, N., Zimmermann, J. (2025): Benennung von Algentaxa in Checklisten, Taxonomie, Monitoring und Metabarcoding. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2024 (Dresden), Essen: 98-104.
- Lange-Bertalot, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. - In: Ludwig, G., Schnittler, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Landwirtschaftsverlag, Münster: 633-677.

- Lange-Bertalot, H., Hofmann, G., Werum, M., Cantonati, M. (2017): Freshwater Benthic Diatoms of Central Europe, Koeltz Botanical Books, Schmitten-Oberreifenberg: 942 S.
- Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A., Fischer, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 01/03: 1-367.
- Mischke, U., Behrendt, H. (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. Weißensee Verlag, Berlin: 88 S.
- Mischke, U., Kusber, W.-H., Kasten, J., Hoehn, E., Tworeck, A., Oswald, L., Dürselen, C.-D., Täuscher, L., Riedmüller, U. (2018): Aktualisierung der Taxaliste Phytoplankton für die WRRL Bewertungsverfahren. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Ergebnisse der DGL Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardegsen: 310-315.
- Mohamad, H., Mora, D., Skibbe, O., Abarca, N., Deutschmeyer, V., Enke, N., Kusber, W.-H., Zimmermann, J., Jahn, R. (2022): Morphological variability and genetic marker stability of 16 monoclonal pennate diatom strains under medium-term culture. - Diatom Research 37: 307-328.
- Mora, D., Stancheva, R., Abarca, N., Bouchez, A., Cantoral-Uriza, E., Carmona-Jiménez, J., Chonova, T., Kusber, W.-H., Rimet, F., Skibbe, O., Wetzel, C.E., Zimmermann, J., Jahn, R. 2024: Adding more taxa to the *Cocconeis placentula* group (Bacillariophyta): two new species from streams in biodiversity hotspots. - Nova Hedwigia 118(3-4): 277-319.
- Romero, O.E., Jahn, R. (2013): Typification of *Cocconeis lineata* and *Cocconeis euglypta*. - Diatom Research 28 (2) 175-184
- Schilling, P. (2020): Bundestaxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (BTL) - Stand Mai 2020. Herausgegeben im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) – Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO) und des Umweltbundesamtes (UBA). – Elektronische Veröffentlichung auf gewaesser-bewertung.de. Download am 02. Januar 2025.
- Schilling, P., Hofmann, G., Kusber, W.-H. (2022): Bundestaxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (BTL): Taxaliste für Monitoring und Naturschutz - Herausforderungen am Beispiel der Kieselalgen. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Ergebnisse der Jahrestagung 2021 (Leipzig). Essen: 287- 293.
- Skibbe, O., Mora, D., Schimani, K., Abarca, N., Kusber, W.-H., Huck, V., Zimmermann, J., Jahn, R. (2025): Morpho-molecular characterisation and epitypification of *Cocconeis scutellum* Ehrenb. (Bacillariophyceae) – the type of the diatom genus *Cocconeis* – from its type locality. - Willdenowia.
- Turland, N.J., Wiersma, J.H., Barrie, F.R., Gandhi, K.N., Gravendyck, J., Greuter, W., Hawksworth, D.L., Herendeen, P.S., Klopffer, R.R., Knapp, S., Kusber, W.-H., Li, D.-Z., May, T.W., Monro, A.M., Prado, J., Price, M.J., Smith, G.F., Seïoret, C.Z. (2025): International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Madrid Code). The University of Chicago Press, Chicago.
- Werum, M., Reichardt, E., Dreßler, M., Werner, P., Lange-Bertalot, H. (2024): Ergänzungsband Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Koeltz Botanical Books, Schmitten: 625 S.
- Zimmermann, J., Abarca, N., Bansemer, J., Bettig, J., Droege, G., Kusber, W.-H., Luther, K., Mohamad, H., Mora, D., Proft, S., Schimani, K., Skibbe, O., Van, A.T., Jahn, R. (2022): German Barcode of Life 2 (GBOL2) - Kieselalgen DNA-Barcoding und eDNA Metabarcoding im Kontext von Biodiversitätsforschung, Taxonomie und EU Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Ergebnisse der Jahrestagung 2021 (Leipzig). Essen: 307-311.
- Zimmermann, J., Abarca, N., Skibbe, O., Kusber, W.-H., Enke, N., Jahn, R. (2014): Taxonomic Reference Libraries for Environmental Barcoding: a Best Practice Example from Diatom Research. - PLOS ONE 9(9): e108793.
- Zimmermann, J., Jahn, R., Gemeinholzer, B. (2011): Barcoding diatoms: evaluation of the V4 subregion on the 18S rRNA gene, including new primers and protocols. - Organisms Diversity & Evolution 11: 173-192.

How to Reproduce in the Siberian Winter: Proteome Dynamics Reveals the Timing of Reproduction-Related Processes in an Amphipod Species Endemic to Lake Baikal

*Till Luckenbach*¹; *Polina Lipaeva*¹; *Polina Drozdova*²; *Kseniya Vereshchagina*²; *Lena Jakob*³; *Kkristin Schubert*¹; *Daria Bedulina*³

¹ Department of Ecotoxicology, Helmholtz Centre for Environmental Research—UFZ, Leipzig, Germany;

till.luckenbach@ufz.de, polina.lipaeva@gmail.com, kristin.schubert@ufz.de

² Institute of Biology, Irkutsk State University, Irkutsk, Russia; drozdovapb@gmail.com, k.p.vereshagina@gmail.com

³ Alfred Wegener Institute, Helmholtz Centre for Polar and Marine Research, Bremerhaven, Germany;

Lena.Jakob@awi.de, daria.bedulina@gmail.com

Keywords: Lake Baikal, winter-reproducing amphipod species complex, *Eulimnogammarus verrucosus*, proteomics analysis

Extended Abstract

Lake Baikal, the world's oldest (25 million years) and deepest (1642 m) lake and a UNESCO World Heritage Site, is inhabited by one of the world's richest freshwater faunas with an extremely high degree of endemism (Timoshkin, 2001). The unique species inhabiting Lake Baikal range from freshwater sponges (see Fig. 1) to the only freshwater seal species; amphipods are represented in the lake by over 350 endemic species and subspecies and make up approximately 90% of the lake's benthic biomass (Takhteev, 2019). That Lake Baikal in Eastern Siberia is a global freshwater biodiversity hotspot may seem astounding as it is located in a region with an extreme continental climate, with extremely cold winters when the lake is covered by ice with a thickness of up to 1 m (Shimaraev and Troitskaya, 2018).

The harsh conditions of Baikal's winters may seem unfavorable for reproduction; therefore, it may seem remarkable that a major endemic amphipod species complex in Baikal reproduces during winter. Compared with Baikal's summer-reproducing amphipod species, the duration of a reproduction cycle in the winter-reproducing species is more extended (two offspring cohorts *versus* one offspring cohort per season). This raised the question of whether in the winter-reproducing amphipod species, specific reproduction-related processes occur outside winter when conditions are more favorable. This could apply particularly to processes that depend on external resources (i.e. food availability), such as oocyte formation in female amphipods.

To determine the timing of reproduction-related processes in amphipods we examined the proteomes of individuals sampled in the field at different times of year [published in Lipaeva et al. (2025)]. During the time of the amphipod sampling for this study, we recorded the water temperature near the sampling site to obtain a measure for the temperature to which the amphipods were exposed to in their habitat (see temperature chart in Fig. 2). As a representative of the winter-reproducing amphipod species, we investigated the sex-specific seasonal proteome dynamics in the Baikal endemic *Eulimnogammarus verrucosus* (see Fig. 1a).

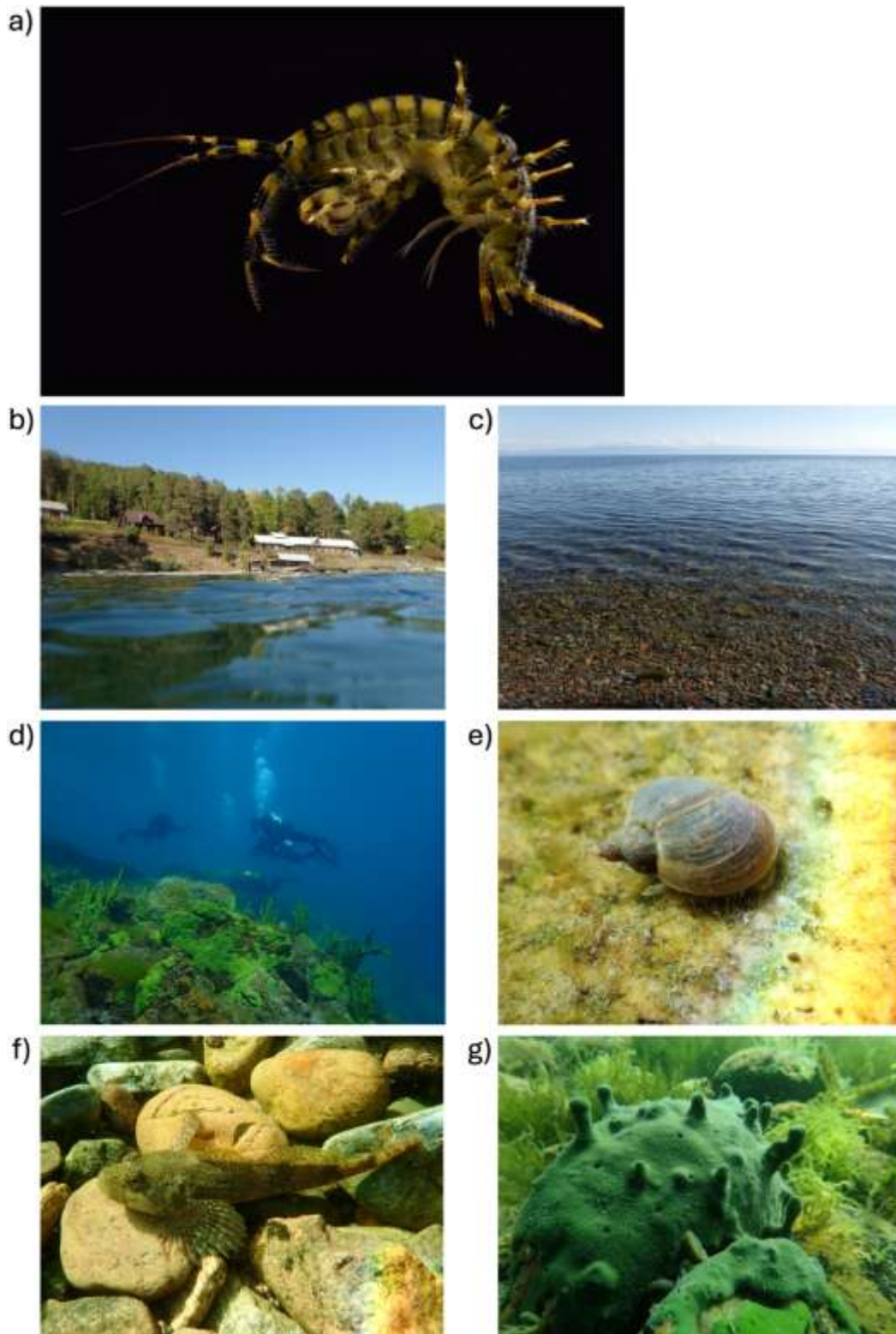


Figure 1: Photos illustrating Lake Baikal and some of its inhabitants. a) The amphipod *Eulimnogammarus verrucosus*, an endemic amphipod of Lake Baikal and the here studied species; b) a view on the biological station of Irkutsk State University from the water; c) a view on Lake Baikal from the shore; *E. verrucosus* and other amphipods can be found between the pebbles; d) divers above sponges in Lake Baikal; e) the snail *Lymnaea stagnalis*, a common snail in shallow bays of Baikal; not endemic; f) the stone sculpin *Paracottus knerii*, which is distributed in Lake Baikal and its tributaries, including the Angara and Yenisey rivers; g) the sponge *Baicalospongia* sp. Photos a) and d) by Kseniya Vereshchagina, all other photos by Till Luckenbach

The species is common in the littoral across Lake Baikal and can be easily caught with a net and by kick-sampling close to shore. Individuals of the species were collected during five field samplings from the beginning of fall to the following summer (2019/2020). Upon sampling, the animals were shock-frozen in liquid nitrogen in the field and stored at -80°C until their proteomes were analyzed. For proteome analysis, the amphipods' protein was extracted and analyzed by LC-MS/MS [for details on the procedure and proteome data processing and analysis, refer to Lipaeva et al. (2025)].

To be able to analyze sex-specific proteome patterns, vitellogenin (Vg) levels were examined for their suitability for distinguishing between the proteomes of *E. verrucosus* females and males at the molecular level. Of the ten Vg isoforms identified in *E. verrucosus* proteomes, three were found to show clear differences in abundance levels between individuals known to be female or male by their position in an amplexus. It was found that especially the female proteomes were dominated by sampling time-point-specific hallmarks of reproduction-related processes and events (see Figure 2, which illustrates the timing of different events and processes related to the life cycle of *E. verrucosus*). Female proteome patterns were strongly influenced by proteins from oocytes/developing embryos. Oocyte-associated proteins occurred in the female *E. verrucosus* from the September sampling, indicating that oocyte formation had already occurred in the summer. Our analysis of littoral microphytobenthos abundance data from a previous study [Pomazkina et al. (2008); for the analyzed microphytobenthos data see Lipaeva et al. (2025)] indicated highest microphytobenthos abundances in summer. We used microphytobenthos abundances as proxy for food abundance for *E. verrucosus*, suggesting that the food abundance for *E. verrucosus* is highest in summer. This thus indicates that oocyte formation coincides with high food abundance and thus high resource availability in the *E. verrucosus* habitat. The proteome patterns also indicated that embryo development, not dependent on external resources but fueled by the yolk reserves in the egg, occurred over the winter, when food abundance in the habitat is low. Hatching of the juveniles from the eggs occurred in the following spring, coinciding with increasing food abundance. Adjustments in the amphipods of both sexes to winter environmental conditions were reflected in changes in the abundance of digestive system-related enzymes, indicating a proteome response to seasonal diet changes, and of enzymes involved in RNA biosynthesis, protein folding, and homeoviscous adaptation processes, possibly related to decreasing water temperatures. The characteristics of the proteome dynamics revealed in our study, set in relation to season-specific environmental parameters, indicate a strategy of a cold-adapted amphipod to cope with the unique and extreme environmental conditions of Baikal, which is directed to the pace and timing of resource-dependent reproduction-related processes (see Figure 2).

Our study on this winter-reproducing amphipod species from Lake Baikal illustrates that the adaptation strategy of *E. verrucosus* to winter conditions is not only governed by low temperature but also by other parameters. It suggests that the high metabolic and reproductive activity of Baikal endemic amphipods in winter is enabled by the specific winter conditions of Lake Baikal, particularly the permanently liquid, highly oxygenated water column beneath the ice cover. Under these conditions, it is clearly more advantageous for the species of this ecosystem to remain active rather than to hibernate in torpor, and, correspondingly, Baikal endemic amphipods exhibit specific adaptations that enable them to remain metabolically active at low temperatures (Lipaeva et al., 2021; Vereshchagina et al., 2021). The specific adaptation strategy of Baikal endemic amphipods to winter conditions makes it impossible for the species to survive outside of Baikal in shallower ponds, with the water in winter completely frozen. Instead, these ponds are inhabited by *Gammarus lacustris*, an amphipod species, which occurs throughout the entire holarctic and which hibernates by falling in torpor, thus surviving in a layer of leaves underneath the ice. However, by falling into torpor, this species is not able to survive winters in Lake Baikal, where it will compete with the metabolically highly active endemic amphipods.

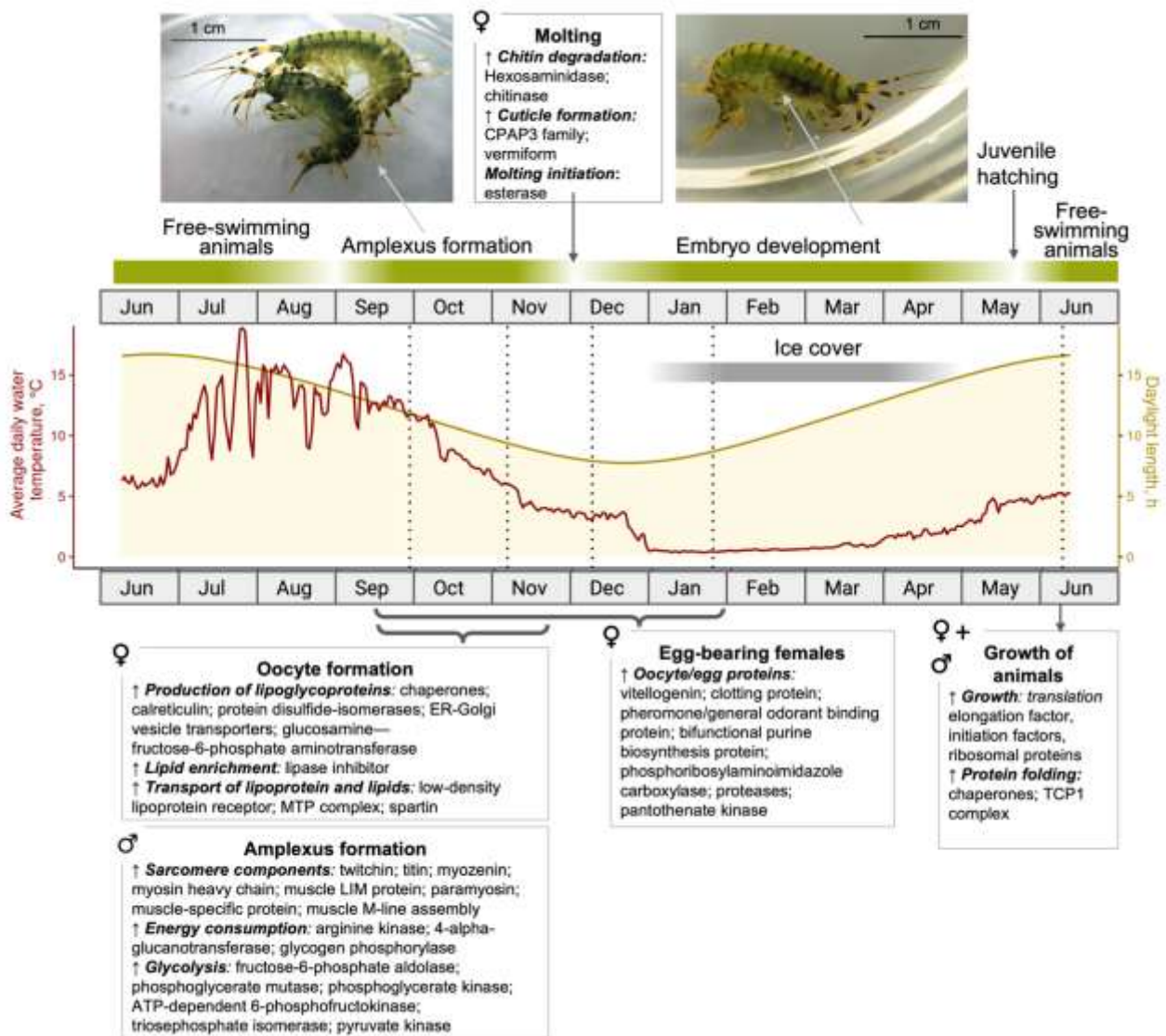


Figure 2: Illustration of the timeline of events and processes related to the reproduction in *E. verrucosus* over 1 year (2019/20). Values for some environmental parameters [water temperature, daylight length (courses of both parameters indicated by continuous lines), and the time period of ice cover (gray bar)] are also included. Times of mating, embryo development, and hatching of the juveniles from eggs are illustrated with green horizontal bars. “Free-swimming animals”: *E. verrucosus* outside of the reproductive season. Dotted lines indicate field sampling time points. Photographs depict an *E. verrucosus* mating pair (amplexus; left) and an *E. verrucosus* female with developing embryos in her brood pouch (white arrow). The boxes below the graph indicate the ongoing reproduction-related processes that are deduced from the analyzed proteome patterns of the sampled amphipods. ♀, female; ♂, male. The figure was taken from Lipaeva et al. (2025).

Acknowledgements

We would like to thank the people from Irkutsk State University for their help with sampling and sample transport and for providing resources, including Andrei Mutin, Yuliya Lubyaga, Anna Nazarova, and Maxim Timofeyev; Isabel Karkossa for her support of the proteomics work at the UFZ; and Peter Stadler for his advice regarding the proteomics data analysis. This work was funded by the Helmholtz-RSF Joint Research Groups programme from the Helmholtz Association and the Russian Science Foundation (RSF) (LaBeglo2/HRSF-0048) and support of the RSF grant no. 23-14-

00165. D.B. was partially supported by the POF IV (Changing Earth - Sustaining our Future) program of the Alfred Wegener Institute, Helmholtz Centre for Polar and Marine Research (AWI). The authors are also grateful for funding from the UFZ for the UFZ internal ProMetheus platform for proteomics and metabolomics.

References

- Lipaeva, P., Drozdova, P., Vereshchagina, K., Jakob, L., Schubert, K., Bedulina, D., Luckenbach, T. (2025): How to reproduce in the siberian winter: proteome dynamics reveals the timing of reproduction-related processes in an amphipod species endemic to Lake Baikal. *Ecol Evol* 15.
- Lipaeva, P., Vereshchagina, K., Drozdova, P., Jakob, L., Kondrateva, E., Lucassen, M., Bedulina, D., Timofeyev, M., Stadler, P., Luckenbach, T. (2021): Different ways to play it cool: Transcriptomic analysis sheds light on different activity patterns of three amphipod species under long-term cold exposure. *Mol Ecol* 30, 5735-5751.
- Pomazkina, G.V., Rodionova, Y.V., Mushnikova, O.M. (2008): Microphytobenthos of Southern Baikal (Russia). *Int. J. Algae* 10, 117–130.
- Shimaraev, M.N., Troitskaya, E.S. (2018): Current trends in upper water layer temperature in coastal zones of Baikal. *Geography and Natural Resources* 39, 349-357.
- Takhteev, V.V. (2019): On the current state of taxonomy of the Baikal Lake amphipods (Crustacea, Amphipoda) and the typological ways of constructing their system. *Arthropoda Selecta* 28, 374–402.
- Timoshkin, O.A. (2001): Lake Baikal: diversity of fauna, problems of its immiscibility and origin, ecology and “exotic” communities., in: O.A. Timoshkin (Ed.), *Index of animal species inhabiting Lake Baikal and its catchment area*. Nauka, Novosibirsk, 74–113.
- Vereshchagina, K., Kondrateva, E., Mutin, A., Jakob, L., Bedulina, D., Shchapova, E., Madyarova, E., Axenov-Gribanov, D., Luckenbach, T., Portner, H.O., Lucassen, M., Timofeyev, M. (2021): Low annual temperature likely prevents the Holarctic amphipod *Gammarus lacustris* from invading Lake Baikal. *Sci Rep* 11, 10532.

Blooms like it hot, but mussels do not: Influence of invasive quagga mussels on cyanobacteria during heatwaves and climate change

Jonas Mauch^{1,2}, Maider Erize Gardoki², Raphael Neiling^{1,2}, Jan Köhler^{1,2}, Sven Teurlincx^{1,2}, Robert Schwefel^{1,2}, Lilith Kramer^{1,2}, Tobias Goldhammer^{1,2}, Sabine Hilt¹

¹ Department of Community and Ecosystem Ecology, Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, Germany, jonas.mauch@igb-berlin.de

² Department of Water Quality Engineering, Institute of Environmental Technology, Technical University Berlin, Berlin, Germany

³ Department of Aquatic Ecology, Radboud University, Nijmegen, Netherlands

⁴ Netherlands Institute of Ecology (NIOO-KNAW), Department of Aquatic Ecology, Wageningen, Netherlands

⁵ Department of Ecohydrology and Biogeochemistry, Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Berlin, Germany

⁶ Wageningen University & Research, Department of Environmental Sciences, Wageningen, Netherlands

⁷ Deltares, Department of Freshwater Ecology and Water Quality, Delft, Netherlands

Keywords: climate change, dreissenids, ecosystem engineers, freshwater lakes, harmful algae blooms, invasive species

Introduction

Quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) are among the most impactful invaders in freshwaters of the northern hemisphere, fundamentally reshaping lake ecosystems through their intense filtration of phytoplankton (Higgins & Vander Zanden 2010). However, their effect on harmful cyanobacterial blooms remains debated, particularly given their selective feeding behavior (Vanderploeg et al. 2001).

Therefore it's of particular interest, how rising water temperatures will alter quagga mussel filtration and their ability to suppress cyanobacterial blooms. While filtration rates for quagga mussels remain relatively constant over lower temperature ranges, studies suggest decreasing filtration rates at elevated temperatures (Xia et al. 2021). Yet conclusive empirical evidence combining mussel thermal physiology, selective feeding preferences, and their effects on cyanobacterial community structure has been lacking. Lake surface temperatures across the northern hemisphere are rising rapidly, with European temperate lakes warming at rates of 0.1–0.3°C per decade, with steepest warming in shallower systems (Woolway et al. 2020).

Here, we conducted filtration rate experiments with quagga mussels on common bloom-forming cyanobacteria at a temperature range of 24–33°C. We also analyzed long-term data from a temperate shallow lake (Lake Müggelsee, Berlin, Germany) and compared the summer biovolumes of the abundant cyanobacteria species along a temperature gradient for 10 years each before and after quagga mussel invasion. To project future bloom dynamics, we incorporated quagga mussels as a new functional component into the process-based ecosystem model PCLake+, calibrated using Lake Müggelsee's pre- and post-invasion monitoring data. The model was forced with the output of

SIMSTRAT hydrodynamic simulations on downscaled climate projections under Representative Concentration Pathway (RCP) 2.6 (lowest warming), RCP 4.5, and RCP 8.5 (strongest warming) scenarios.

We hypothesized that quagga mussel filtration rates in laboratory experiments would (1) vary widely among different common bloom-forming cyanobacteria species and (2) significantly decrease above a critical temperature threshold. For the field data, we expected that (3) quagga mussels can reduce the bloom formation of palatable cyanobacteria, but that (4) this effect disappears above a critical temperature. For the model projections, we hypothesized that (5) the quagga mussels suppression on cyanobacteria is lost under current climate projections and (6) only strong nutrient reduction can alleviate this loss.

Material and Methods

Laboratory filtration experiments

We determined filtration rates of quagga mussels at different temperatures between 24–33°C using single strain cultures of the four most abundant cyanobacteria species in eutrophic Lake Müggelsee: *Dolichospermum flos-aquae*, *Anabaenopsis elenkinii*, *Aphanizomenon flos-aquae*, and *Microcystis aeruginosa*. Additionally, we tested two green algae species (*Chlorella vulgaris*, *Acutodesmus obliquus*) and mixed lake samples collected during late summer cyanobacterial blooms. Quagga mussels were collected from Lake Müggelsee and acclimated to laboratory conditions for at least three weeks before experiments. Filtration rates were calculated based on chlorophyll *a* concentrations at the beginning and end of 3-hour experiments, normalized to mussel ash-free dry weight.

Study site

Lake Müggelsee (52°26'N, 13°39'E) is a shallow (mean depth 4.9 m), polymictic lake with a surface area of 7.3 km². As part of a long-term monitoring program, volumetrically weighted integrated water samples were collected weekly during summer for analysis of nutrients and phytoplankton. Quagga mussels invaded the lake around 2012 (Wegner et al. 2019). We compared summer (July–September) cyanobacterial biovolumes and water temperatures for 10 years before (2002–2011) and after (2012–2021) invasion. Segmented regression analyses and Davies tests were used to identify potential break-points in cyanobacterial biovolume in relation to maximum water temperature.

Ecosystem modeling

We modified the process-based lake ecosystem model PCLake+ by integrating quagga mussels as an additional trophic compartment. The model was calibrated using monitoring data from Lake Müggelsee before (2002–2011) and after (2012–2021) quagga mussel invasion. Temperature forcing from SIMSTRAT hydrodynamic simulations on downscaled climate projections (RCP 2.6, 4.5, 8.5) enabled projection of mussel-phytoplankton interactions through 2100. We tested nutrient reduction scenarios (0%, 50%, 75%, 90% reductions of both N and P) under RCP 8.5 to assess whether catchment-scale nutrient management could compensate for climate-driven loss of mussel filtration.

Results

Laboratory findings and thermal thresholds

At temperatures of 32–33°C, all quagga mussels died after 4 hours. Among cyanobacteria, *Dolichospermum flos-aquae* was filtered with significantly higher rates than *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaenopsis elenkinii*, and *Microcystis aeruginosa*, which were classified as non-palatable species. Filtration rates decreased sharply above $28 \pm 1^\circ\text{C}$ (standard error) for all species tested. Green algae (*Chlorella*, *Acutodesmus*) were filtered with highest rates at lower temperatures (24–26°C).

Long-term field data

Cyanobacterial biovolumes were significantly lower after quagga mussel invasion, but only below 27.7°C. Above this thermal threshold, cyanobacteria benefited from both warm water and reduced mussel filtration capacity. Segmented regression analyses identified a significant break point at 27.7°C for palatable cyanobacteria (*Dolichospermum*) post-invasion. Only *Dolichospermum* biovolumes decreased following invasion; non-palatable species (*Aphanizomenon*, *Anabaenopsis*, *Microcystis*) remained unaffected across all temperature ranges.

Modeling projections

Model performance improved substantially when quagga mussels were included in PCLake+. Root Mean Square Errors (RMSE) were reduced by 25% for chlorophyll *a* and 67% for cyanobacteria biomass in the post-invasion period (2012–2021). Under ambient conditions, summer cyanochlorophyll concentrations decreased by 40% after quagga mussel invasion (from $\sim 9.4 \mu\text{g L}^{-1}$ to $\sim 5.3 \mu\text{g L}^{-1}$).

Under RCP scenarios, epilimnion temperatures increased by approximately 2.6°C (RCP 8.5), 1.1°C (RCP 4.5), and 0.7°C (RCP 2.6) by 2090–2100 compared to baseline conditions.

Within RCP 8.5 (business-as-usual emissions), the mussel-mediated bloom suppression is progressively lost. By 2090–2100, modelled cyanochlorophyll concentrations increase to approximately $34 \mu\text{g L}^{-1}$ - a five-fold increase from current invaded conditions. Under more moderate warming scenarios (RCP 4.5 and RCP 2.6), mussel-mediated bloom suppression persists, maintaining cyanochlorophyll concentrations at $\sim 5 \mu\text{g L}^{-1}$ and $\sim 3 \mu\text{g L}^{-1}$, respectively.

Moderate nutrient reductions proved insufficient under RCP 8.5: a 50% reduction of both nitrogen and phosphorus loading decreased mean summer cyanochlorophyll to $\sim 30 \mu\text{g L}^{-1}$ (a 20% decrease), while a 75% reduction brought concentrations to $\sim 15 \mu\text{g L}^{-1}$. Only unrealistic reductions of 90% in external nutrient loading sustained cyanochlorophyll concentrations below $5 \mu\text{g L}^{-1}$ by 2090–2100.

Discussion

Our findings support all six hypotheses. Laboratory experiments showed that quagga mussel filtration rates varied widely among phytoplankton species, with *Dolichospermum* classified as palatable while colony-forming species (*Aphanizomenon*, *Anabaenopsis*, *Microcystis*) were non-palatable. No or very low filtration was measured above $28 \pm 1^\circ\text{C}$ for all species, suggesting an upper temperature threshold for quagga mussel filtration.

Analyses of long-term field data support that quagga mussels can specifically reduce blooms of palatable cyanobacteria such as *Dolichospermum*. However, this effect is greatly reduced above the upper water temperature threshold of 27.7°C, confirming laboratory results. Quagga mussels can thus

potentially control harmful algal blooms when they are composed of palatable species and when water temperatures remain below a critical threshold for filtration.

This temperature-dependent loss of mussel control reflects simultaneous thermal pressures on both the filter feeder and its prey. Warming directly enhances cyanobacterial growth rates and competitive advantage above 25°C (Paerl & Huisman 2008), while simultaneously impairing mussel filtration (Aldridge et al. 1995; Lei et al. 1996) and increasing mortality risk (White et al. 2015). These dual pressures create an amplifying feedback where cyanobacteria flourish precisely when mussel grazing becomes thermally compromised.

Model projections indicate that under RCP 8.5, preventing bloom resurgence requires unrealistic external nutrient load reductions of 90%. This reflects a management paradox: the nutrient reductions necessary to prevent bloom resurgence simultaneously reduce food availability for mussels, potentially undermining their effectiveness as ecosystem engineers. These results highlight that local nutrient management alone cannot compensate for severe climate warming.

Global warming will therefore facilitate harmful cyanobacterial blooms not only through direct physiological advantages of warm-water-loving cyanobacteria, but also by exceeding the thermal tolerance of invasive mussels, simultaneously eliminating a major natural biocontrol mechanism and favoring the dominance of unpalatable, potentially toxin-producing cyanobacteria such as *Microcystis*. Management and restoration strategies must account for these temperature-dependent shifts in food web structure and recognize that climate mitigation is fundamentally a water quality intervention: inaction on greenhouse gas emissions translates directly into increasingly expensive and technically challenging local management requirements.

Literature

- Aldridge, D.W., Payne, B.S., Miller, A.C. (1995): Oxygen consumption, nitrogenous excretion, and filtration rates of *Dreissena polymorpha* at acclimation temperatures between 20 and 32°C. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1761-1767.
- Higgins, S.N., Vander Zanden, M.J. (2010): What a difference a species makes: a meta-analysis of dreissenid mussel impacts on freshwater ecosystems. *Ecol. Monogr.* 80: 179-196.
- Lei, J., Payne, B.S., Wang, S.Y. (1996): Filtration dynamics of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 29-37.
- Paerl, H.W., Huisman, J. (2008): Climate. Blooms like it hot. *Science* 320: 57-58.
- Vanderploeg, H.A., Liebig, J.R., Carmichael, W.W., Agy, M.A., Johengen, T.H., Fahnenstiel, G.L., Nalepa, T.F. (2001): Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1208-1221.
- Wegner, B., Kronsbein, A.L., Gillefalk, M., van de Weyer, K., Köhler, J., Funke, E., Monaghan, M.T., Hilt, S. (2019): Mutual Facilitation Among Invading Nuttall's Waterweed and Quagga Mussels. *Front. Plant Sci.* 10: 789.
- White, J.D., Hamilton, S.K., Sarnelle, O. (2015): Heat-induced mass mortality of invasive zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) at sublethal water temperatures. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72: 1-10.
- Woolway, R.I., Kraemer, B.M., Lenters, J.D., Merchant, C.J., O'Reilly, C.M., Sharma, S. (2020): Global lake responses to climate change. *Nat. Rev. Earth Environ.* 1: 388-403.
- Xia, Z., MacIsaac, H.J., Hecky, R.E., Depew, D.C., Haffner, G.D., Weidman, R.P. (2021): Multiple factors regulate filtration by invasive mussels: Implications for whole-lake ecosystems. *Sci. Total Environ.* 765: 144435.

Seasonal and Spatial Dietary Flexibility in the European Pond Turtle (*Emys orbicularis*) Revealed by eDNA Metabarcoding

Johannes Meka^{1,2,3}, Juliane Romahn^{2,3,4}, Melina Werner⁵, Karina A. E. van der Zon⁶,
Damian Barański^{3,4}, Leonie Schardt^{2,3}, Miklós Bálint^{2,3,4}, Mihails Pupins⁷, Artūrs Škute⁷,
Natalja Škute⁷, Jean-Yves Georges^{8,9}, Kathrin Theissinger^{1,9}

¹ Rheinland-Pfälzische Technische Universität (RPTU) Kaiserslautern-Landau, Faculty of Biology, Ecology Department, Erwin-Schroedinger-Str. 14, 67663 Kaiserslautern, Germany

² LOEWE Centre for Translational Biodiversity Genomics (LOEWE-TBG), Senckenberganlage 25, 60325 Frankfurt, Germany

³ Senckenberg – Leibniz-Institution für Biodiversitäts- und Erdsystemforschung, Senckenberganlage 25, 60325 Frankfurt am Main, Germany

⁴ Justus Liebig University Giessen, Institute for Insect Biotechnology, Giessen, Germany

⁵ Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, 27568, Bremerhaven, Germany

⁶ Université de Strasbourg, CNRS, ENGEES, LIVE UMR 7362, Strasbourg, France

⁷ Department of Ecology, Institute of Life Sciences and Technologies, Daugavpils University, Parades 1A Str., LV-5401 Daugavpils, Latvia

⁸ Université de Strasbourg, CNRS, IPHC UMR 7178, F-67000 Strasbourg, France

⁹ Long-Term Study in Ecology and Evolution (SEE-Life) program of CNRS, Neu-Woerr, Lauterbourg & Neuburg am Rhein, F-67000 Strasbourg, France

Keywords: conservation genomics, dietary electivity, environmental DNA, metabarcoding, optimal foraging theory, wetland food webs

Extended Abstract

Generalist feeders can buffer wetland food webs through their flexibility and ecological function (Perälä et al., 2024). Therefore, it is essential to understand how generalist omnivores respond to seasonal and spatial changes in prey availability. The European pond turtle (*Emys orbicularis*) is an ideal model to explore dietary flexibility (Ficetola and De Bernardi, 2006) as a semi-aquatic omnivore at the aquatic-terrestrial interface. It is embedded in wetland food webs. To examine seasonal dietary shifts, we compared turtle diets, determined through faecal eDNA metabarcoding, with the locally available prey community, which we characterised by biodiversity surveys via water eDNA (Ducotterd et al., 2021; Taberlet et al., 2012). This provided an environmental baseline for prey availability in the aquatic habitat component of wetlands. These analyses were conducted on two reintroduction sites, Neu-Woerr site between Lauterbourg (France) and Neuburg am Rhein (Germany, 48.970° N, 8.220° E, NW) and Latvia (Silene Natural Park, 55.690° N, 26.780° E, LV). The Latvian site lies near the species' northern distribution limit and has a shorter active season (May-August versus April-September at NW; Fritz, 2003; Pupins and Pupina, 2009). We tested whether (1) turtles adjust their diet in response to seasonal prey changes and (2) dietary breadth differs between the two populations, mirroring local prey diversity. We analysed 178 faecal samples and 271 water samples across both sites and during two active seasons from 132 turtles. At the NW site, within-

habitat diversity remained stable across seasons, yet turnover analyses revealed clear seasonal changes in dominant macrophyte and invertebrate taxa. Electivity indices indicated under-representation of certain abundant plants, suggesting that turtles combine partial tracking with selectivity. When comparing the two populations, turtles in Latvia exhibited higher dietary breadth, consuming a broader range of taxa overall. Between-site differences accounted for most dietary variation, and diet-environment congruence was moderate at both sites. Broader diets at the most northern population in LV were consistent with niche expansion under the shorter active season and lower encounter rates. *E. orbicularis* exhibits pronounced dietary flexibility across its latitudinal range: in habitats with high prey diversity, it exploits a broad spectrum of available prey; in areas with limited prey diversity, such as the Latvian site, it broadens its diet (niche expansion), consistent with Optimal Foraging Theory (Stephens and Krebs, 1986). Optimal Foraging Theory provides a predictive framework linking resource availability to foraging decisions and diet breadth shifts with changing encounter rates. Because *E. orbicularis* depends on both seasonal fluctuations in resource availability and regional variation in prey community composition, effective wetland conservation should protect natural seasonal cycles and habitat heterogeneity across aquatic and riparian zones that sustain prey diversity and provide sun-exposed, flood-safe terrestrial basking and nesting habitats (Fritz, 2003).

References

- Ducotterd, C., Crovadore, J., Lefort, F., Rubin, J., Ursenbacher, S., 2021. A powerful long metabarcoding method for the determination of complex diets from faecal analysis of the European pond turtle (*Emys orbicularis*, L. 1758). *Mol. Ecol. Resour.* 21, 433–447. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13277>
- Ficetola, G.F., De Bernardi, F., 2006. Is the European “pond” turtle *Emys orbicularis* strictly aquatic and carnivorous? *Amphib.-Reptil.* 27, 445–447. <https://doi.org/10.1163/156853806778190079>
- Fritz, U., 2003. Die Europäische Sumpfschildkröte: *Emys orbicularis*, *Zeitschrift für Feldherpetologie Supplement*. Laurenti, Bielefeld.
- McCann, K., Hastings, A., Huxel, G.R., 1998. Weak trophic interactions and the balance of nature. *Nature* 395, 794–798. <https://doi.org/10.1038/27427>
- Perälä, T., Kuisma, M., Uusi-Heikkilä, S., Kuparinen, A., 2024. Food-web complexity, consumer behavior, and diet specialism: impacts on ecosystem stability. *Theor. Ecol.* 17, 131–141. <https://doi.org/10.1007/s12080-024-00580-w>
- Pupins, M., Pupina, A., 2009. The experimental data on sun-basking activity of European pond turtle *Emys orbicularis* in natural climate in Latvia: Dynamics and correlation with the meteorological factors. *Acta Biol. Univ. Daugavp.* 9, 291–298.
- Stephens, D.W., Krebs, J.R., 1986. *Foraging theory*, Monographs in behavior and ecology. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Taberlet, P., Coissac, E., Hajibabaei, M., Rieseberg, L.H., 2012. Environmental DNA. *Mol. Ecol.* 21, 1789–1793. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05542.x>

Vielfalt der Ausprägung von Parametern der Wasser- und Sedimentbeschaffenheit in hocheutrophen urbanen Kleingewässern

Jacqueline Rücker¹, Tarn Preet Parmar¹, Dominique Mario Gampe², Franziska Horn³,
Thomas Kaupper⁴ & Brigitte Nixdorf¹

¹ BTU Cottbus-Senftenberg, FG Gewässerökologie, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow. j.ruecker@b-tu.de, parmar@b-tu.de, nixdorf@b-tu.de

² Söll GmbH, Fuhrmannstr. 6, 95030 Hof. d.gampe@soelltec.de

³ WERTEC GmbH, Riedstr. 10, 09117 Chemnitz. franziska.horn@wertec.com

⁴ Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Ökologische Mikrobiologie, BayCEER, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, 95448 Bayreuth. thomas.kaupper@uni-bayreuth.de

Keywords: Trophie, Phytoplankton, submerse Makrophyten, Wasserlinsen, Sediment

Einleitung

Weltweit gibt es eine sehr große Zahl von kleinen und kleinsten Standgewässern, die natürlich entstanden sind oder künstlich angelegt wurden. Ihr Anteil wird auf mindestens 90 % an der Gesamtzahl der Seen auf der Erde geschätzt (Downing et al. 2006). Für Deutschland stehen 178 194 Seen in der Größe von 0,1 bis 50 ha (Wachholz et al. 2025) 738 Seen ≥ 50 ha (BMUV/UBA 2022) gegenüber. Nur die zweite Gruppe unterliegt der Berichtspflicht an die EU zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000). Für diese Seen wurden eine Typisierung als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustandes sowie einheitliche Monitoringkonzepte entwickelt (LAWA-AO 2021a, b), die für Gewässer bis 10 ha Größe eingeschränkt, für kleinere Seen jedoch nicht anwendbar sind (Rücker et al. 2025). Die Fokussierung auf Standgewässer ≥ 50 ha hat in den vergangenen Jahrzehnten zu einer Vernachlässigung kleinerer Gewässer geführt, aber gerade diese Seen unterliegen auf der einen Seite einem starken und vielfältigen anthropogenen Nutzungsdruck. Auf der anderen Seite erfüllen Kleingewässer vielfältige wichtige Ökosystemfunktionen in der Landschaft, z. B. als Wasserspeicher und als Habitate für oftmals seltene oder bedrohte Tier- und Pflanzenarten (EPCN 2010) und sind durch eine große Vielfalt und Individualität gekennzeichnet (Pardey et al. 2005). Bezogen auf ihre Fläche tragen kleinere Seen und Teiche mehr zur Biodiversität (Biggs et al. 2017) und zum Rückhalt von Nährstoffen und Sedimenten (Schmadel et al. 2019) bei als größere Seen (Wachholz et al. 2025).

Die enge Verzahnung mit dem Einzugsgebiet sowie die intensive Nutzung der Seen und ihres Umlandes gehen in der Regel mit erhöhten Einträgen von Nährstoffen, insbesondere Phosphor und Stickstoff einher, die zu einer Eutrophierung führen. Die Folgen der Eutrophierung werden durch den globalen Klimawandel besonders in kleinen Seen verstärkt (Hupfer & Nixdorf 2011). Dabei verursacht die erhöhte Primärproduktion durch Algen eine Verschlechterung der Wasserqualität (z. B. durch Massenentwicklungen von teilweise toxischen Blaualgen oder von Makrophyten) und überlastet das Selbstreinigungspotenzial der Gewässer erheblich. Das führt einerseits zu einer Einschränkung des ökologischen Zustands, z. B. infolge einer Verarmung der organismischen Diversität im See, andererseits zu Schlammablagerungen am Sediment.

Viele Kleingewässer sind weltweit durch hohe Nährstoffeinträge und Verschlammung in ihrer Existenz bedroht, sodass auch die Nachfrage nach Restaurierungsmethoden zum Erhalt von Gewässern wächst. Im Rahmen des vom BMWK geförderten ZIM-Projektes „Schlamm-TEC“ (Rücker et al. 2025) wurde in 16 Kleingewässern der Effekt einer Sedimentbehandlung mit einem Calciumperoxid (CaO₂)-basierten Gewässertherapieprodukt (CGP) auf die Schlammhöhe und Sedimentbeschaffenheit sowie verschiedene wasserchemische und trophische Parameter untersucht, wobei es durch die kurze Projektlaufzeit und den Rahmen der umweltrechtlichen Genehmigungen in der Regel nicht möglich war, einen kompletten Jahresgang vor und nach der Behandlung zu untersuchen. Trotzdem ergab sich aus der Vielzahl der Untersuchungen ein wertvoller Datensatz, mit dessen Analyse wir einen Beitrag zur Entwicklung von Typisierungsansätzen für Kleingewässer als Grundlage für Bewertungsstrategien sowie von Monitoringkonzepten zur Einschätzung der Trophiebelastung sowie zur Erfolgskontrolle von Therapiemaßnahmen leisten wollen.

Da sich in den untersuchten Gewässern keine eindeutigen Effekte der CGP-Behandlung auf den trophischen Zustand nachweisen ließen, wurden alle saisonalen Daten unabhängig von der CGP-Behandlung gepoolt und einer multivariaten statistischen Analyse unterzogen. Dabei wurde besonderes Augenmerk auf die Ausprägung der trophierelevanten pflanzlichen Besiedlung (phytoplanktongeprägt, submerse Makrophyten, Wasserlinsen-Decke (*Lemna spec.*)) im Zusammenhang mit wasserchemischen Parametern gelegt (u. a. Konzentration von Gesamtphosphor, Chlorophyll und Sauerstoff).

Untersuchungsgewässer

Über ein öffentliches Bewerbungsverfahren wurden durch Kommunen und Privatpersonen Kleingewässer für eine CGP-Behandlung vorgeschlagen. Folgende Kriterien für die Eignung als Projektgewässer wurden festgelegt: Größe 0,1 – 2 (3) ha, Tiefe 50 cm bis maximal 3 m, Schlammmächtigkeit mindestens 30 cm, Sedimentbeschaffenheit: Trockensubstanz (TS) < 60 % der Frischmasse, organische Substanz > 10 % der TS. Diese Kriterien sowie Erreichbarkeit und Zugänglichkeit der Gewässer wurden auf Grundlage eines vom Antragsteller ausgefüllten Fragebogens und Voruntersuchungen im Februar / März geprüft (Rücker et al. 2024). Nach Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden 16 Kleingewässer (7 in 2023 bzw. 9 in 2024) mit ca. 75 g m⁻² CGP behandelt. In drei Gewässern wurde nur eine Teilfläche behandelt. Die unbehandelte Fläche diente als Referenzbereich (Abkürzung endet auf R). Ein Gewässer wurde sowohl in 2023 als auch in 2024 behandelt. Außerdem wurde ein in 2022 behandeltes Gewässer in den Datensatz aufgenommen. Die meisten Untersuchungsgewässer lagen in Sachsen, zwei in Brandenburg und eins in Bayern. Ihre Lage ist Abbildung 1 zu entnehmen. Alle Gewässer sind künstlich entstanden, befinden sich in urban geprägten Gebieten und werden intensiv anthropogen genutzt. Tabelle 1 gibt Auskunft über morphometrische Parameter, Nutzung, die Monitoring- und Makrophytenkategorie (Erläuterungen dazu im folgenden Kapitel).

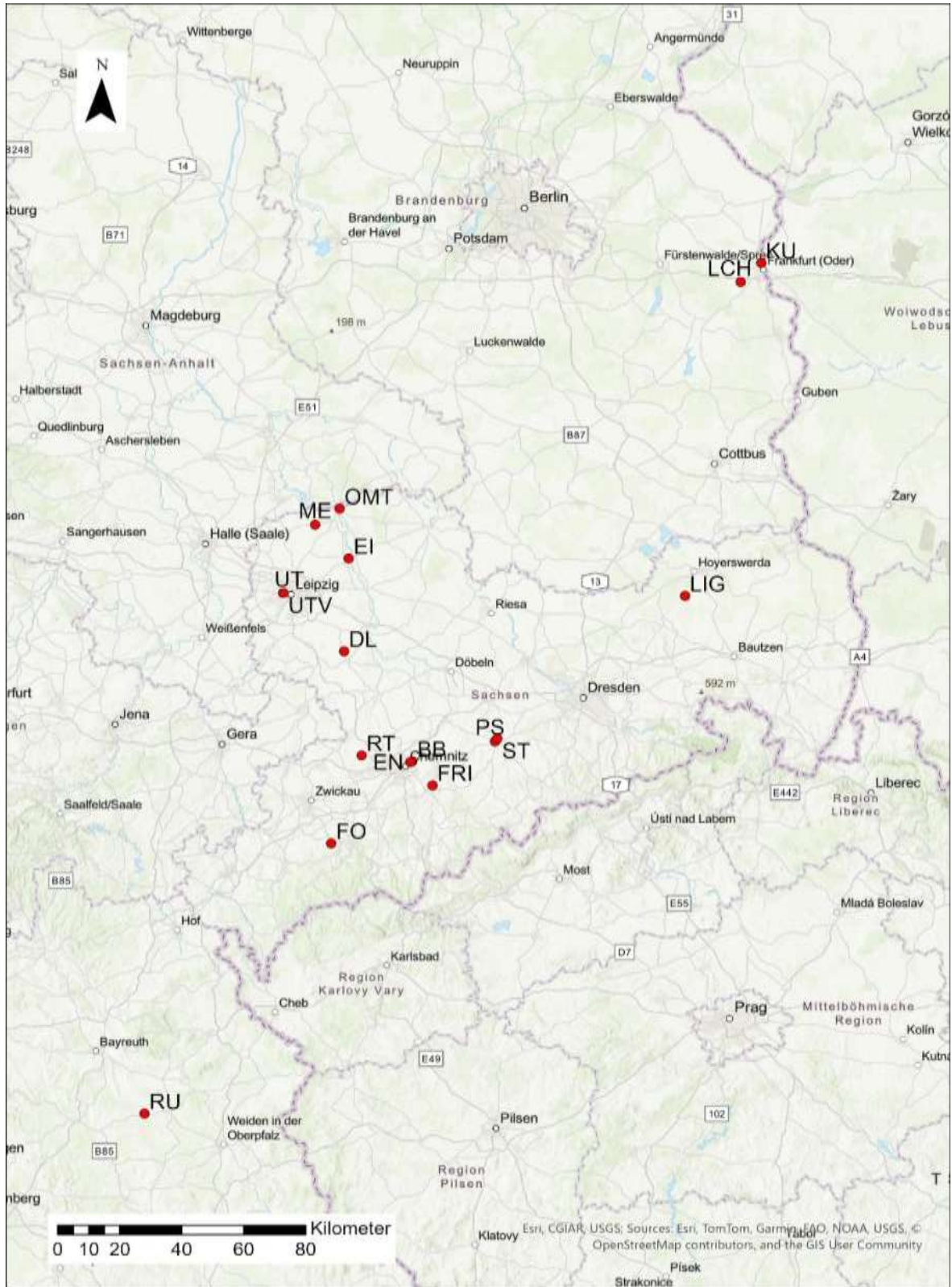


Abb. 1: Karte mit Lage der Untersuchungsgewässer.

Tab. 1: Untersuchungsgewässer mit Angaben zur Morphometrie, Datum der Behandlung, Monitoringkategorie, Nutzung und pflanzlicher Besiedlung. **M:** submerse Makrophyten vorhanden, **MD:** submerse Makrophyten sind dominant (*N.p.*: *Nymphoides peltata*, *C.d.*: *Ceratophyllum demersum*, *N/C/M*: *Najas spec.*, *Ceratophyllum demersum* und *C. submersum*, *Myriophyllum spicatum*), **Lemna:** geschlossene Lemna-Decke im Sommer, **PPD:** Phytoplanktondominanz ohne submerse Makrophyten (teilweise gab es Bestände von *Nuphar lutea* oder *Nymphaea alba*). A: Angelnutzung, Fi: Fischzucht (A) bzw. (Fi): Nutzung/Besatz aufgegeben. Im unteren Teil der Tabelle drei teilbehandelte Gewässer.

Abk.	Name	Fläche (ha)	Uferlänge (m)	max. Tiefe (cm)	Datum Behandlung	Kategorie	Badesee	Angeln/ Fischerei	Pflanzliche Besiedlung
BB	Blaubornteich	0,27	241	180	05.06.2024	AB	-	-	M
EI	Stadtparkteich Eilenburg	0,50	511	200	19.05.2022	C	-	(A)	Lemna
EN	Engelmannteich	0,42	282	220	17.06.2024	AB	-	-	Lemna
FO	Forstteich	2,56	658	400	07.06.2024	AB	Ja	Fi	PPD
FRI	Fridolinteich	0,10	129	120	28.06.2023	C	-	(Fi)	MD: N.p.
LCH	Gr. Dorfteich Lichtenberg	0,28	218	84	30.05.2024	AB	-	A	MD: C.d.
LIG	Dorfteich Liebegast	0,25	238	130	31.05.2023	C	-	Fi	PPD
ME	Mertgensteich	0,64	304	200	13.06.2024	AB	Ja	-	MD: C.d. + Lemna
OMT	Obermühlteich	0,95	499	220	13.06.2024	AB	-	A	PPD
PS	Pferdeschwemme	0,29	279	150	30.05.2023	B	-	-	Lemna
RT	Röhrteich	0,30	242	70	06.06.2023	C	-	A	PPD
ST	Schlüsselteich	0,99	411	160	30.05.2023	A	-	A	PPD
UT	Ulrichsteich, Hauptbecken	2,09	773	140	08.05.2023 14.05.2024	A AB	-	(A)	MD: N/C/M
UTV	Ulrichsteich, Vorbecken	0,25	250	120	09.05.2023	B	-	(A)	PPD
	<u>Dorfteich Lauterbach</u>	0,63	432				-	(A)	
DL	behandelter Bereich	0,34		120	10.06.2024	AB			PPD
DLR	Referenzbereich	0,29		120	-	AB			PPD
	<u>Küstersee</u>	0,57	396				-	(A)	
KU	behandelter Bereich	0,29		64	30.05.2024	AB			M
KUR	Referenzbereich	0,28		72	-	AB			M
	<u>Kleiner Rußweiher</u>	26,71	4781				Ja	Fi	
RU	behandelter Bereich	5,01		190	05.05.2023	A			PPD
RUR	Referenzbereich	2,33		240	-	A			PPD

Monitoringprogramm, Wasser- und Sedimentuntersuchungen

Vor der Behandlung mit dem CGP wurde eine ausführliche Gewässeruntersuchung durchgeführt. Diese beinhaltete Messungen physikochemischer Parameter des Wasserkörpers mit einer Multi-parametersonde in 20 cm Tiefenstufen (Temperatur, Sauerstoffkonzentration und -sättigung, pH, elektrische Leitfähigkeit) sowie die Sichttiefe meist an drei Stellen im Gewässer. Dort wurden Wasserproben der obersten 40 cm mit einem Schöpfbecher entnommen. Dieses einheitliche Vorgehen trägt dem Umstand Rechnung, dass viele Probestellen weniger als einen Meter tief waren (Tab. 1) und Wasserstandsschwankungen von teilweise mehr als 50 cm in der Saison berücksichtigt werden mussten. Von den Wasserproben wurden die Konzentrationen von Gesamtphosphor (TP), gelöstem reaktiven Phosphor (SRP), Ammonium (NH₄-N), Nitrat (NO₃-N), Nitrit (NO₂-N), Chlorid (Cl⁻), Sulfat (SO₄²⁻), Chlorophyll a (Chl a) und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) sowie die Gesamthärte (GH) und die Karbonathärte (KH) nach gängigen Standardverfahren bestimmt.

Im ersten Projektjahr wurden unterschiedliche zeitliche Intensitäten des Monitorings getestet (Tab. 1). In der Kategorie A fanden die Wasseruntersuchungen in den ersten beiden Monaten nach der CGP-Ausbringung 14tägig, danach monatlich statt. Kategorie B wurde zweimonatlich untersucht, Kategorie C nur einmalig 6 Monate nach der Behandlung. In 2024 wurden die Wasseruntersuchungen für alle Gewässer etwa monatlich durchgeführt (Kategorie AB in Tab. 1). Das regelmäßige Untersuchungsprogramm endete stets im Oktober/November des Behandlungsjahres. Im Februar / März des Folgejahres gab es noch eine Abschlussuntersuchung. Die Konzentration von Chl a wurde 2023 nur für den Rußweiher durch Extraktion bestimmt, 2024 für alle Gewässer von Mai bis November.

Messungen von Wasserstand, Schlammhöhe sowie die Entnahme von Sedimentkernen erfolgten vor der CGP-Ausbringung im Mai / Juni, am Ende des Behandlungsjahres im Oktober / November und im Februar / März des Folgejahres sowie in Gewässern der Kategorien A, B und AB im Juli / August des Behandlungsjahres an mindestens 3 Stellen im Gewässer. Die Sedimentkerne wurden in folgende Schichten geschnitten: 0 – 5 cm, 5 – 15 cm, 15 – 30 cm und das Material der jeweiligen Tiefenstufe der 3 Kerne zu einer Mischprobe vereinigt. Im Labor wurden Trockensubstanzgehalt der Frischmasse (TS_{Sed}) nach dem Trocknen bei 105 °C sowie der Glühverlust der Trockensubstanz (LOI) bei 550 °C bestimmt. Weitere Details zu diesen sowie erweiterten Sedimentuntersuchungen sind dem Beitrag von Horn & Rücker (2026) in diesem Tagungsband zu entnehmen.

Makrophytenkartierungen wurden mit Hilfe eines Doppelrechs und Aquaskop vom Boot aus jeweils im August durchgeführt. Es wurden drei Kategorien nach dem Makrophytenbewuchs unterschieden (s. Tab. 1): M: Makrophytenbestände waren vorhanden, jedoch kein flächendeckender Bewuchs; MD: Makrophytendominanz, d. h. der Gewässerboden war nahezu vollständig bewachsen und der Wasserkörper deutlich mit submersen Makrophyten ausgefüllt; L: Gewässer waren im Sommer nahezu vollständig mit Wasserlinsen (*Lemna spec.*) bedeckt.

Die Bearbeitung der geographischen Daten und die Kartenerstellung erfolgte mit der Software ArcGIS® Pro 3.5.2 von ESRI. Die Uferlinien und Seeflächen wurden auf Basis von öffentlich verfügbaren Daten und Digitalen Orthofotos der Bundesländer ermittelt:

- Landesamt für Geobasisinformation Sachsen (GeoSN),
- Bayerische Vermessungsverwaltung (www.geodaten.bayern.de, Lizenz: CC BY 4.0),
- Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg (GeoBasis-DE/LGB).

Die in Tabelle 1 angegebenen Maximaltiefen wurden aus den Messungen mit der Multiparameter-sonde abgeleitet.

In die statistischen Analysen gingen die Mittelwerte der wasserchemischen Parameter aller verfügbaren Messungen ein. Sie umfassten in der Regel ein Jahr von der Voruntersuchung im Februar / März des Behandlungsjahres bis zur Abschlussuntersuchung im ersten Quartal des Folgejahres. Von den Sedimentparametern gingen nur TS und LOI der obersten Sedimentschicht 0 – 5 cm ein. Bei den Sondendaten wurde die letzte Tiefenstufe über Grund nicht berücksichtigt, ansonsten gingen alle Tiefen und Messstationen in den Mittelwert ein.

Für die multivariate Datenanalyse wurden die Jahresmittel der Umweltparameter mittels Z-Score-Transformation vor der Ordination standardisiert (d. h. die Daten wurden separat für jeden Parameter um einen Mittelwert von 0 mit einer Standardabweichung von 1 zentriert). Zur Ordination der Gewässer auf der Grundlage von Umweltvariablen wurde die nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS; R-Paket vegan) unter Verwendung von Rangunterschieden (d. h. Bray-Curtis-Distanzen) verwendet. Konvergente Lösungen wurden in zwei Dimensionen gefunden. Mit Hilfe der

permutativen multivariaten Varianzanalyse (PERMANOVA; R-Paket *vegan*; 10.000 Permutationen) wurde der Einfluss von Makrophyten auf die Z-Score-transformierten Umweltfaktoren der Gewässer untersucht. PERMANOVA-Paarvergleiche (PPC; Paket *pairwiseAdonis*) wurden durchgeführt, um gruppeninterne Unterschiede in den Kategorien der pflanzlichen Besiedlung (Tab. 1) zu testen. Ähnlichkeitsprozentsätze (SIMPER; Paket *vegan*) mit 10.000 Permutationen wurden verwendet, um den Beitrag der Umweltfaktoren zur gesamten Bray-Curtis-Unähnlichkeit zwischen den Kategorien der Gewässer zu quantifizieren.

Ergebnisse

Vergleich der Jahresmittel Trophie-relevanter Wasserparameter sowie Beschaffenheit der obersten Sedimentschicht

In Abbildung 2 sind ausgewählte wasserchemische Parameter sowie Trockensubstanz und Glühverlust der obersten Sedimentschicht (0 – 5 cm) für alle untersuchten Gewässer dargestellt. Die Gewässer sind nach dem Mittelwert der TP-Konzentrationen, also nach ihrem Trophiepotenzial geordnet. Die horizontalen Linien zeigen zur Orientierung für TP und Chl a den Bereich eutroph 2 (e2) gemäß Trophie-Index (TI) nach LAWA (2014) für polymiktische Seen einer mittleren Tiefe < 3 m an. Nach ihren TP-Konzentrationen wären alle Gewässer, bis auf Forstteich, Ulrichsteich und Blaubornsteich, mindestens eutroph 2, meist sogar polytroph, wobei in einem Drittel der Gewässer bereits die Konzentrationen des gelösten anorganischen Phosphors so hoch sind, dass der eutrophe oder polytrophe Zustand erreicht wäre. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass der TI nach LAWA (2014) für die meisten Untersuchungsgewässer nicht anwendbar ist, da sie < 1 ha sind.

Außerdem kann der TI nicht für makrophytendominierte Gewässer angewendet werden. Das betrifft in unserem Fall die Hälfte der untersuchten Gewässer (vgl. Tab. 1). Sie sind in Abb. 2 und 3 farblich hervorgehoben. In den phytoplanktondominierten Gewässern (graue Boxen in Abb. 2 und 3) würden die Chlorophyll-Konzentrationen einen polytrophen Zustand anzeigen. Interessant ist jedoch, dass auch Gewässer, in denen submerse Makrophyten vorkommen oder sogar dominant sind, relativ hohe Chlorophyll-Konzentrationen aufwiesen, z. B. der Küstersee und der Ulrichsteich, aber vor allem die beiden *Ceratophyllum*-dominierten Gewässer Dorfsteich Lichtenberg und Mertgensteich. Für den Mertgensteich ist das umso bemerkenswerter, da dort außerdem fast den ganzen Sommer eine Wasserlinsendecke ausgeprägt war. Sowohl die Gewässer mit den ausgeprägten Wasserlinsendecken (grüne Boxen) als auch die beiden *Ceratophyllum*-dominierten Gewässer wiesen fast ganzjährig eine deutliche O₂-Untersättigung auf. In den phytoplanktondominierten Gewässern bewegten sich die O₂-Sättigungswerte meist um 100 %. Der Dorfsteich Lauterbach erreichte bei Chlorophyllkonzentrationen bis 600 µg L⁻¹ und O₂-Sättigungen von über 150 %. Auch der Forstteich war meist O₂-übersättigt. Er hatte ganzjährig ungewöhnlich hohe Nitratkonzentrationen zwischen 2 und 10 mg L⁻¹ (nicht dargestellt). Der Dorfsteich Lauterbach fiel hingegen durch hohe Ammoniumkonzentrationen auf.

Vergleich Wasserhärte-relevanter Wasserparameter

Wie in den Boxplots in Abbildung 3 zu erkennen ist, umspannten die Mittelwerte der Gesamthärte der untersuchten Gewässer einen Bereich von 4 bis 20 °dH. Die Gewässer sind nach steigender Gesamthärte angeordnet. Ein ähnliches Muster zeigten erwartungsgemäß die Boxplots der Leitfähigkeit. Anders verhielten sich die Gewässer untereinander jedoch bezüglich ihrer Karbonathärte. Einige wiesen relativ geringe Karbonathärten auf. Insbesondere in den schwach gepufferten Gewässern Forstteich und Dorfsteich Lichtenberg wurden pH-Ausschläge in den alkalischen Bereich beobachtet.

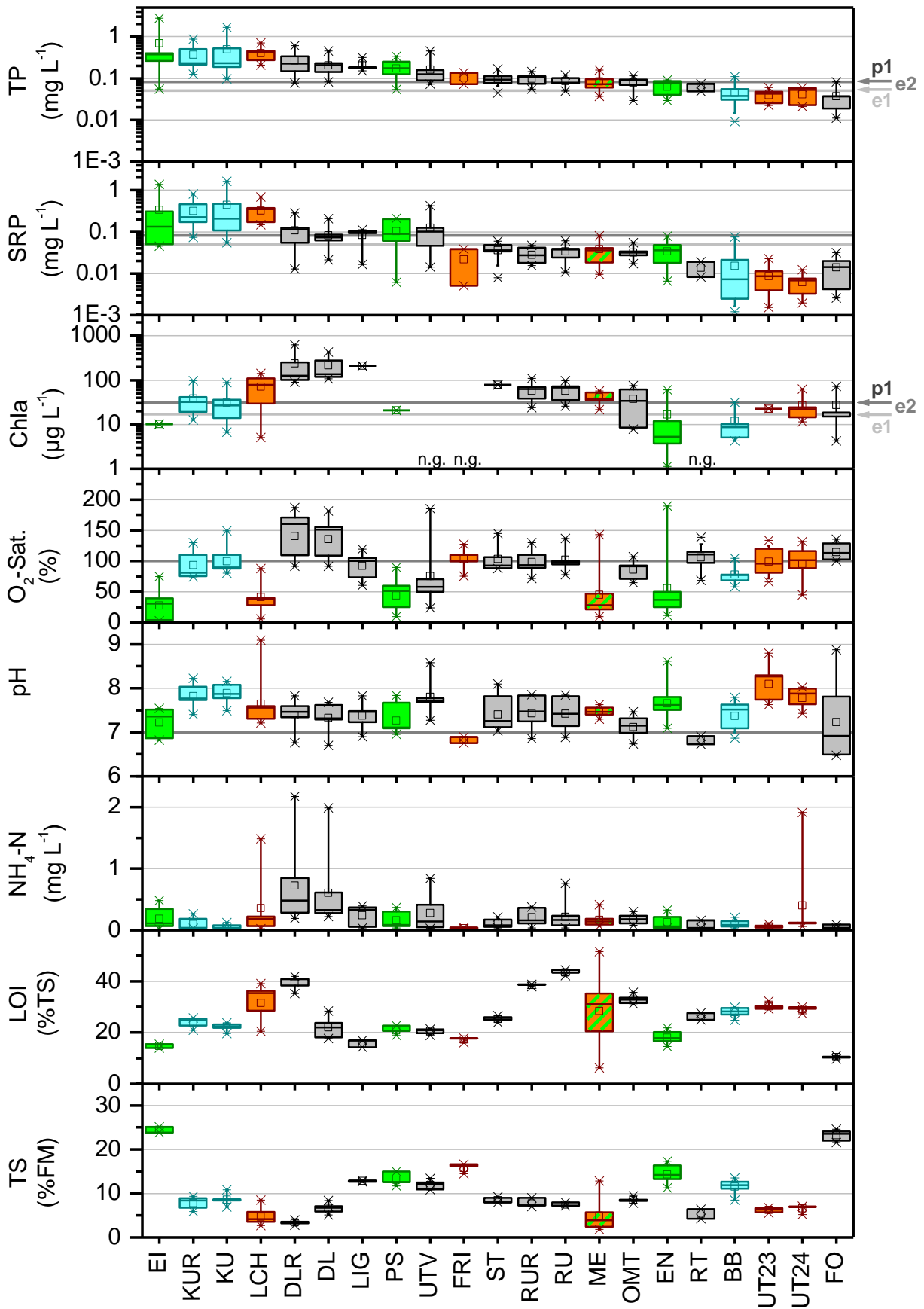


Abb. 2: Boxplots aller Messwerte von ausgewählten wasserchemischen Parametern sowie Trockensubstanz (TS) und Glühverlust (LOI) der obersten Sedimentschicht (0 – 5cm). Die horizontalen Linien bei TP und Chlorophyll a zeigen die Grenzen von eutroph 2 gemäß Trophie-Index nach LAWA (2014) für polymiktische Seen einer mittleren Tiefe < 3 m an.

Wendet man die Grenzwerte nach Kabus (2018) an, so ist der Forstteich im Erzgebirge als mäßig weicher See einzustufen, etwas härteres Wasser wies der Kleine Rußweiher in Eschenbach/Oberpfalz auf.

Die höchsten Sulfatkonzentrationen wurden im Ulrichsteich Leipzig festgestellt. Die Chloridkonzentrationen lagen nur im Forstteich, Blaubornteich und Röhrenteich im Bereich zwischen 7,5 und 23 mg L⁻¹. In allen anderen Gewässern ist von anthropogen erhöhten Werten auszugehen.

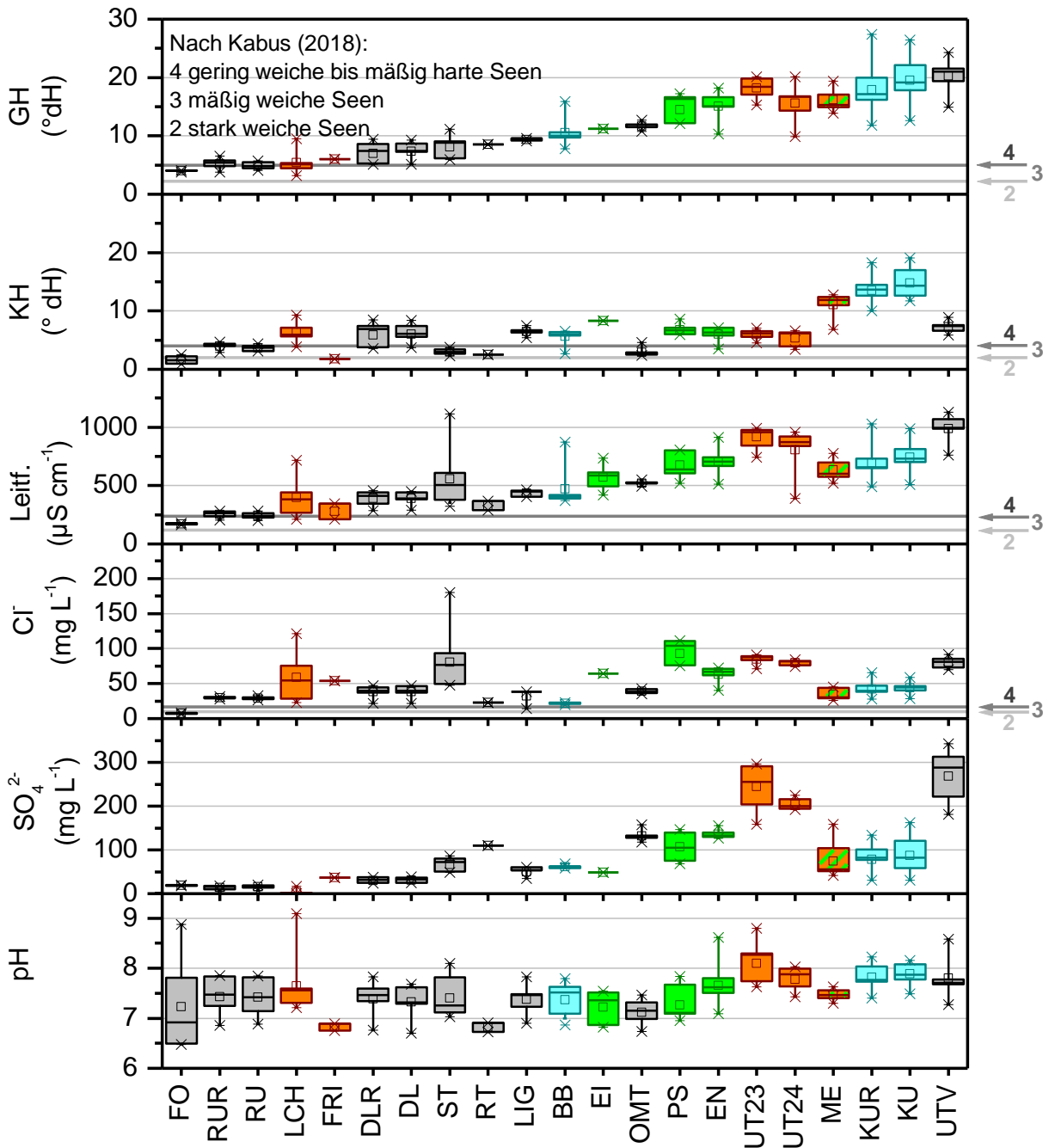


Abb. 3: Boxplots Wasserhärte-relevanter Parameter: Gesamthärte (GH), Karbonathärte (KH), elektrische Leitfähigkeit (Leitf.), Konzentrationen von Sulfat- (SO_4^{2-}) und Chloridionen (Cl^-) sowie pH-Wert.

Multivariate statistische Datenanalyse

Der NMDS-Plot in Abbildung 4 zeigt die Vektoren der signifikanten Umweltvariablen ($p < 0,05$) im zweidimensionalen Raum. Die Sedimentparameter TS und LOI sowie die NO_2 -Konzentrationen trugen nicht zur Erklärung der Ähnlichkeiten zwischen den verschiedenen Gewässern bei. Die phytoplanktondominierten Gewässer (PPD) gruppieren sich vor allem entlang des Chlorophyll-Vektors. Auch der Sauerstoff-Vektor zeigt in die Richtung der PPD-Gewässer. Die Lage des Forststeichs (FO) wird durch seine sehr hohen NO_3 -Konzentrationen bestimmt. Die makrophytengeprägten Gewässer separieren sich von den PPD-Gewässern und liegen eher in entgegengesetzter Richtung zum O_2 -Vektor, was sich auf die häufige O_2 -Untersättigung zurückführen lässt (Abb. 2).

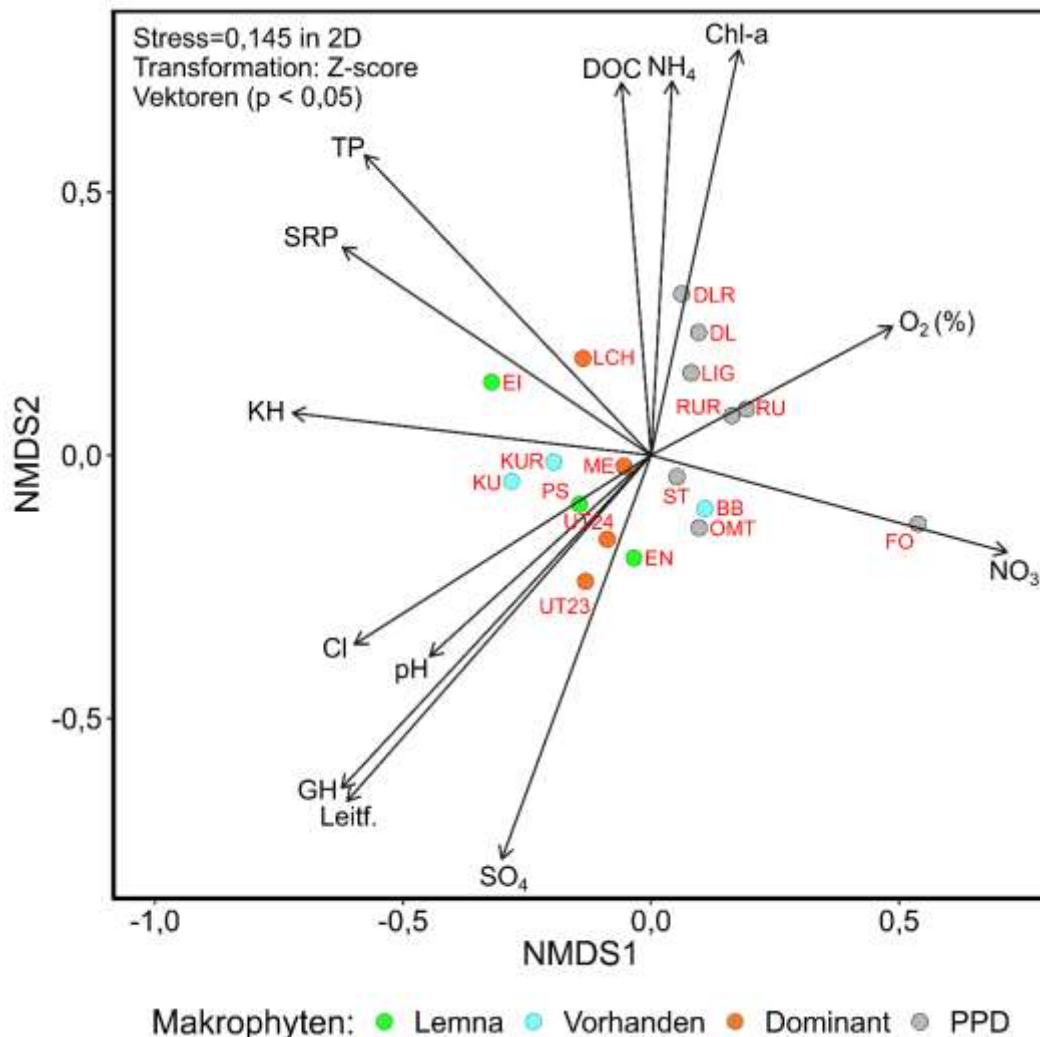


Abb. 4: Zweidimensionaler NMDS Plot Z-score transformierter Daten. Abkürzungen der Gewässernamen in roter Schrift. Drei Gewässer ohne Chlorophylldaten fehlen. Die Farben der Punkte stehen für die pflanzliche Besiedlung (vgl. Tab. 1); PPD – Phytoplanktondominanz.

Die NMDS-Analyse bestätigt die große Ähnlichkeit der Gesamthärte mit der Leitfähigkeit und den Konzentrationen wichtiger Härtebildner wie Sulfat und Chlorid. Die Karbonathärte verhält sich jedoch unabhängig von der Gesamthärte, ebenso wie der TP-Vektor, der in eine etwas andere Richtung als der Trophie-Parameter Chlorophyll a zeigt. Die Varianzanalyse zeigt, dass einige Umweltparameter die Lage der Makrophytenkategorien im NMDS-Plot signifikant erklären (PERMANOVA, $p < 0,01$). Insbesondere unterschieden sich die Gewässer mit Phytoplanktondominanz signifikant von denen, die eine geschlossene Wasserlinsen-Decke aufwiesen oder von

submersen Makrophyten dominiert wurden (PPC, $p < 0,05$). Phytoplanktondominierte Gewässer wiesen höhere Sauerstoffsättigungen und höhere Chlorophyll a-Konzentrationen, aber einen niedrigeren Trockensubstanzgehalt des Sediments sowie niedrigere Chloridionen-konzentrationen auf als die *Lemna*-bedeckten Gewässer (SIMPER, $p < 0,05$). Im Vergleich zu den makrophyten-dominierten Gewässern wiesen die phytoplanktondominierten eine niedrigere Gesamthärte, Leitfähigkeit, SO_4 -Konzentration sowie pH-Wert auf (SIMPER, $p < 0,05$).

Zusammenfassung

In dieser Studie wurden Daten von 17 Kleingewässern untersucht, die von den zuständigen Kommunen zur Behandlung mit einem Calciumperoxid-basierten Gewässertherapieprodukt vorgeschlagen wurden, weil eine Notwendigkeit zur Verbesserung des Gewässerzustandes erkannt wurde. In den meisten Fällen war die aktuelle Nutzung beeinträchtigt bzw. wurde die langfristige Erhaltung einiger Wasserkörper angesichts einer zunehmenden Verschlammung als problematisch angesehen. Alle Gewässer wiesen hohe Konzentrationen von TP, aber auch gelösten Nährstoffen auf, die sie als hocheutroph bis polytroph charakterisierten. Die Umsetzung der Nährstoffe in pflanzliche Biomasse war jedoch sehr unterschiedlich. Etwa die Hälfte der Gewässer kann als phytoplanktongeprägt beschrieben werden und wies Symptome einer Makrophytenverödung auf. All diese Gewässer waren zwecks Angelnutzung oder Fischzucht mit Fischen besetzt.

In der anderen Hälfte der Gewässer kamen Makrophyten in unterschiedlichen Ausprägungen vor, in drei Gewässern waren Bestände vorhanden, jedoch kein flächendeckender Bewuchs. Vier Gewässer wurden als makrophytendominiert beschrieben, da der Gewässerboden nahezu vollständig bewachsen war und vor allem auch der Wasserkörper deutlich mit submersen Makrophyten ausgefüllt war. Hier wurden vor allem in den beiden *Ceratophyllum*-dominierten Gewässern starke Sauerstoffuntersättigungen festgestellt. Letztere waren ebenfalls für die dritte Makrophytenkategorie typisch, nämlich die drei Gewässer, die im Sommer nahezu vollständig mit Wasserlinsen (*Lemna spec.*) bedeckt waren. Die Unterschiede zwischen den Gewässerkategorien nach pflanzlicher Besiedlung wurden durch multivariate statistische Analysen der erhobenen Wasser- und Sedimentparameter bestätigt.

Abgesehen von der Ausprägung des Makrophytenbewuchses, der nicht nur durch die Fischbestände, sondern neben Nährstoffverfügbarkeit auch durch die Beschattung und den Windzugang beeinflusst wird, zeigt diese Studie die große Bandbreite der Ausprägung von chemisch-physikalischen Eigenschaften wie z. B. den Wasserhärte-relevanten Parametern, die entscheidend durch das Einzugsgebiet bestimmt werden. Daraus ergibt sich eine hohe Vielfalt bzw. Individualität der Parameterausprägungen schon allein auf hoch eutrophen Nährstoffniveau. Betrachtet man die Kleingewässer in ihrer Gesamtheit, so werden pragmatische, überschaubare Ansätze zur Typisierung von Kleingewässern gesucht, wie sie auch von anderen Autoren gefordert werden (z. B. Pardey et al. 2005). Diese sollten vor allem praxistauglich, aber auch kosteneffizient sein.

Unser Vorschlag für ein Untersuchungsprogramm zur trophiebasierten Kategorisierung von hocheutrophen Kleingewässern umfasst:

1. Halbquantitative Erfassung der pflanzlichen Besiedlungsmuster: Phytoplankton, submerse Makrophyten oder Schwimmblattvegetation bzw. *Lemna*-Decken.
2. Erfassung von Nährstoff- und Trophiestatus sowie relevanten chemischen Parametern für Freiwasser und Sediment. TP und Chlorophyll a werden als Trophieparameter empfohlen. Die Sichttiefe ist für flache Gewässer wegen häufiger Grundsicht weniger geeignet.

3. Erfassung der Sauerstoffverhältnisse als Ausdruck der trophischen Belastung durch zu viele Primärproduzenten (meist Übersättigung) und Wechselwirkung mit sauerstoffzehrenden Prozessen (meist Untersättigung). Abgesehen von der O₂-Sättigung empfehlen wir die Bestimmung des O₂-Zehrungspotenzials im Freiwasser (BSB, CSB) und im oder am Sediment (SOD).
4. Erfassung von Wasserstandsschwankungen.

Danksagung

Für die verlässliche Unterstützung bei der CGP-Ausbringung und den Untersuchungen im Freiland danken wir Michael Neumann und Christian Gruner (WERTEC GmbH) sowie Ingo Henschke (BTU). Für die fleißige Arbeit im Labor bedanken wir uns bei Iris Roth und Max Ehlig (Söll GmbH) sowie Nisan Ege Kaymakçı und Manuela Abendroth (BTU).

Das FuE-Kooperationsprojekt „Schlamm-TEC“ (16KN091022) „Entwicklung eines innovativen in-situ-Verfahrens zur kosteneffizienten und ökotechnologischen Schlammreduktion in ungeschichteten Kleinseen“ im ZIM-Netzwerk „Water4All – Schutz der Süßwasserressourcen“ Laufzeit: 01.09.2022 – 28.02.2025 wurde vom BMWK gefördert. <https://schlamm-tec.de>

Literatur

- Biggs, J., Von Fumetti, S., Kelly-Quinn, M. (2017): The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793, 3–39.
<https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>.
- BMUV/UBA (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. Bonn, Dessau.
- Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L., Striegl, R., McDowell, W. H., Kortelainen, P., Caraco, N., Melack, J. M., Middelburg, J. (2006): The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*. 51(5): 2388-2397.
- EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1-73.
- EPNC (European Pond Conservation Network) (2010): Das Kleingewässer-Manifest.
<http://www.europeanponds.org/wp-content/uploads/2014/12/EPCN-manifesto-german.pdf>.
- Horn, F., Rücker, J. (2026, dieser Band): Erfassung der Sedimentmächtigkeit in Kleingewässern. Hrsg.: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Ergebnisse der Jahrestagung in Frankfurt/M. 2025, Eigenverlag der DGL, Essen. In Vorbereitung.
- Hupfer, M., Nixdorf, B. (2011): Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg. Diskussionspapier 11, 01/2011, Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Berlin, Interdisziplinäre Arbeitsgruppe Globaler Wandel – Regionale Entwicklung: 71 S.
- Kabus, T. A. (2018): Weichwasserseen im brandenburgischen Jungmoränenland. Hydrochemie und Makrophytenbesiedelung. Dissertation BTU Cottbus-Senftenberg. ISBN-13: 978-3746799773.
- LAWA (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. Hrsg. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser. 34 S. zzgl. Access-Auswertetool.
- LAWA-AO (2021a): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier I: Gewässertypen und Referenzbedingungen, Stand: 06.08.2021.
https://www.gewaesser-bewertung.de/media/lawa_rakon_teil-b_i_gewtyp_ref_210806_final.pdf.
- LAWA-AO (2021b): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier III: Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten Stand: 06.08.2021. https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=490&clang=1.
- Pardey, A., Christmann, K.-H., Feldmann, R., Glandt, D., Schlüpmann, M. (2005): Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, Münster 67 (3): 9-44.

- Rücker, J., Horn, F., Gampe, D., Kaupper, T., Gruner, C., Lüders, T., Nixdorf, B. (2025): Erste Ergebnisse aus dem ZIM-Projekt „Schlamm-TEC“ als Beitrag zum besseren Verständnis von Kleingewässern. Hrsg.: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Ergebnisse der Jahrestagung in Dresden 2024, Eigenverlag der DGL, Essen: 171-181.
- Schmadel, N. M., Harvey, J. W., Schwarz, G. E., Alexander, R. B., Gomez-Velez, J. D., Scott, D., Ator, S. W. (2019): Small Ponds in Headwater Catchments Are a Dominant Influence on Regional Nutrient and Sediment Budgets, *Geophys. Res. Lett.*, 46, 9669–9677. <https://doi.org/10.1029/2019GL083937>.
- Wachholz, A., Schmidt, S. I., Arle, J., Völker, J. (2025): The German Small Lake and Pond Inventory, *Earth Syst. Sci. Data Discuss.* [preprint]. <https://doi.org/10.5194/essd-2024-563>, in review.

Does climate change counteract the effect of catchment restoration? – A case study of Brandenburg lakes

*Janine Rüegg, Jacqueline Rücker, Tarn Preet Parmar, Brigitte Nixdorf &
Dominik Martin-Creuzburg*

Department of Aquatic Ecology, Research Station Bad Saarow, Brandenburg University of Technology (BTU)
Cottbus–Senftenberg, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, Germany, Contact: janine.rueegg@b-tu.de

Keywords: long-term monitoring, epilimnion warming, climate change, trophic amelioration, catchment restoration

Extended abstract

Lake ecosystems are under pressure from multiple anthropogenic stressors, including excessive nutrient inputs (i.e., eutrophication) and climate change. Recent research suggests that catchment restoration efforts to reduce eutrophication may be countermanded by the increase in productivity due to climate warming. However, it is difficult to attribute the observed non-linear responses or regime shifts in primary productivity to nutrient reduction, climate warming, or an interaction between the two. We use long-term records (25 – 30 years) of ten lakes of differing lake types located within one catchment in Brandenburg (Fig. 1) that was restored starting around 1990 to investigate eutrophication- and climate- related influences on primary productivity. Lakes were surveyed bi-weekly, monthly, or bi-monthly (temporal resolution differs among lakes and parameters) for physico-chemical (temperature, oxygen, nitrogen, phosphorus) and biological parameters (chlorophyll *a*, Secchi depth). To ensure similar representation across lake stations and years, means were calculated per season with winter designated as December through February, spring as March through May and summer as June through August and autumn as September through November. To determine changes in water quality we used total phosphorous as a surrogate for trophic development and epilimnion temperature as a surrogate for climatic development. To determine temporal patterns in primary productivity we present Secchi depth here. Temporal development was assessed using segmented linear regression of annual means of the mentioned surrogate variables accounting for breaks in the yearly series. Additionally, we used principal component analysis to determine differences among stations and years as well as the influence of season in relation to trophic (total phosphorus (TP), total nitrogen (TN), sum of nitrite and nitrate (NO_g), ammonium (NH₄), soluble reactive phosphorus (SRP)) and climatic variables (surface and bottom temperature, Schmidt stability). Primary productivity metrics (chlorophyll *a*, Secchi depth) were added as supplemental variables to investigate relationships to trophic and climatic patterns.

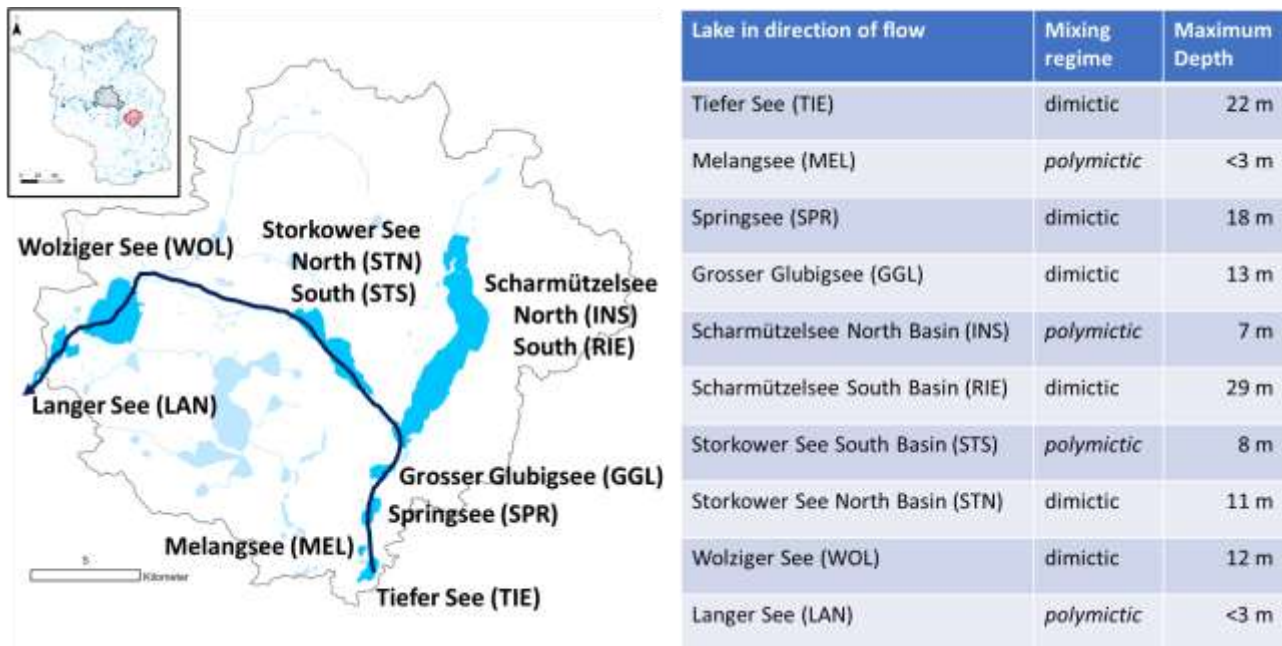


Fig. 1: Monitored lake stations and their flowpath connection (left, with insert showing location within Brandenburg) and depth and mixing regimes of the different stations (right).

All lakes showed declining nutrient concentrations in the past 30 years, but both the rate of change (i.e., slope) and the presence of breakpoint(s) in the linear trends of TP concentration is lake-specific. Most lakes showed a breakpoint in the years between 2005 and 2008 with the initial decreases at least five times higher. Maximal rate of decrease was $46 \mu\text{g L}^{-1} \text{y}^{-1}$. Year explained at least 40 %, and as much as 90 %, of the variation in TP. Yearly mean epilimnetic temperatures generally increased linearly from 1993 to 2021, but the slopes differed among lakes. On average across all lakes, surface temperatures warmed $0.08 \text{ }^\circ\text{C y}^{-1}$, but regression fits varied greatly among lakes (range in R^2 : 0.009 – 0.941). Highest increase in surface temperature was at the RIE station in Lake Scharmützelsee from 2011 to 2021 with $0.11 \text{ }^\circ\text{C y}^{-1}$. Neither lake depth nor current mixing regimes categorized the observed patterns in trophic or climatic temporal development. Primary productivity in terms of Secchi depth showed an increase in water clarity, meaning a decrease in productivity, over the monitored period, but patterns were again lake-specific. About half the lakes showed a break in the temporal pattern with higher decreases in earlier years of observations, but some lake stations also showed a linear pattern over the entire observation period. Highest rate of an increase in water clarity was again at the RIE station in Lake Scharmützelsee with 0.11 m y^{-1} increase in Secchi depth. Similar to TP, year explained at minimum 46 %, and as much as 96 %, of inter-annual variation in Secchi depth. The lack of breakpoints in all lakes as seen with TP indicates potential drivers beyond trophic state. Results from the principal component analysis included a more thorough representation of trophic and climatic parameters. Trophic variables were mainly associated with principal component axis 1 while climatic variables associated with axis 2; the two axes explained approximately 70 % of the variation. Spatial variation among lakes indicated an increase in nutrient concentrations in the downstream flow direction from Springsee (SPR) to Wolziger See (WOL) and Langer See (LAN) (Fig. 2A, orange to dark blue). Inter-annual patterns indicate a reduction in extremes as later years tend to smaller ellipses (Fig. 2B). Supplementary variables of primary productivity (Secchi depth (SD), chlorophyll *a* (Chla) oriented between the trophic and climatic variables, likely indicating a mixed influence of parameters. The key finding of the principal component analysis, however, is that seasons separate clearly, with winter variation indicative of trophic differences in nutrient concentrations (spread along axis 1) and summer differences indicative of temperature differences

(spread along axis 2) (Fig. 2C). A closer investigation of seasonal influences going further is thus critical, especially regarding the interaction of trophic and climatic interaction on lake productivity.

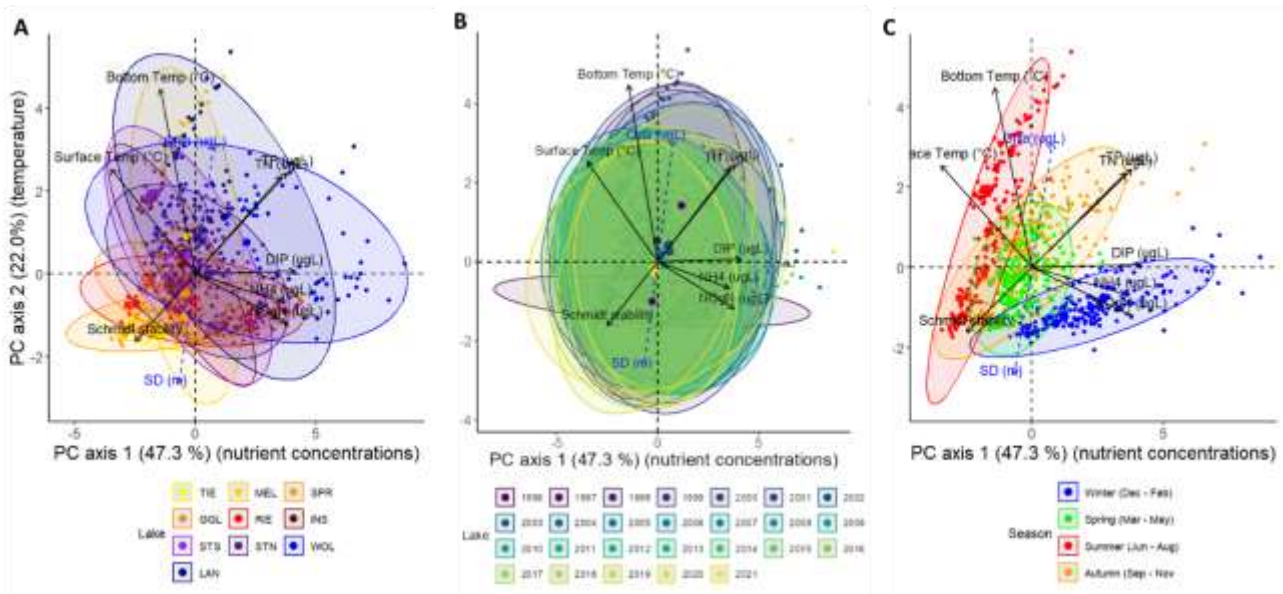


Fig. 2: Principal component analysis of lake-station yearly averages indicating differences among lakes (A), among sampling years (B) and sampling season (C).

Looking at yearly annual averages in trophic, climatic and productivity metrics indicates that changes in lake primary productivity between 1993 and mid-2000s are likely driven more by trophic patterns as indicated by similar breakpoints in Secchi depth and TP. However, as amelioration in nutrient concentrations through catchment restoration slows after the mid-2000s, primary productivity further decreases, in certain lakes even at a similar rate. This may be indicative of a climate effect, though the mechanism is not clear as increased temperatures are expected to lead to increased production. Here, seasonal considerations can become critical, especially in stratified lakes, where nutrients may become limiting faster under higher temperature and the resulting increased growth. A consideration of seasonal patterns is thus the next step in answering the question of how trophic and climatic development influence productivity in these Brandenburg lakes.

Fischartbewegungen potamodromer Fische in großen Flüssen – Erkenntnisse aus einer Untersuchung im unteren Main mit akustischer Telemetrie

Arne Rüter

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, rueter@bafg.de

Keywords: Fisch, Telemetrie, Fischwanderung, Ökologische Durchgängigkeit, laterale Konnektivität, longitudinale Konnektivität

Einleitung

Potamodrome Fische zeigen verschiedene Wanderbewegungen. So wechseln sie im Jahresgang großräumig zwischen Winter- und Fortpflanzungshabitaten und kurzfristiger auch kleinräumig zwischen Nahrungs- und Ruhehabitaten (Lucas & Baras 2001). Zusätzlich unterscheiden sich häufig die Aufenthaltsräume von juvenilen und adulten Entwicklungsstadien der Tiere. Vor diesem Hintergrund sind besonders in den degradierten und fragmentierten Bundeswasserstrassen Erkenntnisse über Bewegungen und Konzentrationsräume wichtig, um diese zu schützen bzw. Hindernisse zukünftig reduzieren zu können. Dementsprechend ist eine Untersuchung längerer Wanderungen bzw. Fischbewegungen zwischen den verschiedenen Habitaten über Querbauwerke hinweg sinnvoll, da durch diese die Bewegung erschwert bzw. verhindert werden und zu negativen Einflüssen auf die Fischpopulationen führen können (Schmutz and Moog 2018; Soukhaphon et al. 2021; Shao et al. 2019; Tockner and Stanford 2002). Außerdem kann aber auch kleinräumig die räumliche/zeitliche Fischverteilung und Bewegung innerhalb einer einzelnen Staustufe betrachtet werden. Letzteres haben wir mit Hilfe von Fischtelemetrie in der Stauhaltung Kostheim untersucht.

Folgende Fragestellungen wurden dabei untersucht:

1. Gibt es bestimmte Orte an denen sich Fische sammeln?
2. Gibt es bestimmte Zeiten, an denen sich Fische sammeln?
3. Gibt es Zeiten, an denen sich Fische eher bewegen (Wanderbewegungen)?

Material und Methoden

Die Untersuchung fand in der Stauhaltung Kostheim (Main) im Zeitraum September 2016 - Dezember 2018 statt. Die Stauhaltung befindet sich zwischen Flusskilometer 3,2 und Flusskilometer 15,6 und hat eine Länge von 12,4 km (Abb. 1). Der mittlere Abfluss des Mains liegt in diesem Bereich bei 211 m³/s. Die Stauhaltung wird von den Querbauwerken Kostheim (unterhalb) und Eddersheim (oberhalb) begrenzt. Beide verfügen neben dem Wehr (Walzenwehrranlage) über eine Schleuse für die Berufsschifffahrt, eine Wasserkraftanlage (WKA), eine Sportbootschleuse und eine alte Fischaufstiegsanlage (Beckenpass), die dem heutigen Stand der Technik nicht entspricht.

Die Untersuchung der Aufenthaltsorte bzw. Wanderaktivität der Fische erfolgte mit akustischer presence/absence Telemetrie in der gesamten Stauhaltung. Da die Messstellen ganzjährig betrieben wurden, konnte der Empfängerstandort nicht frei gewählt werden, sondern wurde durch die Positionen der Schifffahrtstonnen, die mit Bohrverpresspfählen gesichert waren, bestimmt.

Feldmessungen

Für die Untersuchung wurden die drei großen potamodromen Fischarten Rapfen (*Leuciscus aspius* (Linnaeus, 1758)), Aland (*Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758)) und Nase (*Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758)) besendert. Innerhalb von 5 Messkampagnen konnten insgesamt 113 Rapfen, 82 Alande und 96 Nasen besendert werden (Tab. 1). Insgesamt wurden adulte Tiere besendert, deren Gesamtlänge zwischen 470 mm und 613 mm lag. Das Telemetriesystem arbeitete auf 69 kHz-Basis. Die verwendeten Sender mit Drucksensor (Auflösung 0,1 m) zur Wassertiefenmessung besaßen Durchmesser von 7 mm, 9 mm und 13 mm (Gewicht: 2,3g - 13,8 g).

Tab. 1: Artspezifische Anzahl der besenderten Fische, der mittleren Gesamtlänge und dem artspezifischen Anteil der redetektierten Individuen.

	Rapfen	Aland	Nase
Anzahl [N]	113	82	96
Länge, TL [mm]	613	504	470
Redetektiert [%]	97	99	96

Für die presence/absence Telemetrie wurden 10 Empfänger über die gesamte Stauhaltung an vorhandenen Schifffahrtstonnen der WSV angebracht. Zusätzlich wurde ein Empfänger im Unterwasser des Querbauwerks Kostheim und zwei Empfänger im Oberwasser des Querbauwerks Eddersheim installiert. Letztere wurden im Wehr- bzw. Schleusenarm angebracht, um nachzuvollziehen, ob aufgestiegene Fische den Weg über die alte FAA oder die große Schleuse genommen hatten. Dabei wurde sichergestellt, dass der Empfangsbereich jedes Empfängers über die gesamte Gewässerbreite reichte. Die Einsatzstelle der besenderten Fische lag bei Fluss-km. 6,5.

Datenauswertung

Für die presence/absence Telemetrie wurden ausschließlich Daten verwendet, die eine Zeitdifferenz > 48 h nach dem Wiedereinsetzen der Fische besaßen und von Fischen stammten, die an mindestens 5 Empfängern in der Stauhaltung registriert wurden. Dies diente dazu erste Bewegungen nach der Besenderung nicht mit Wanderbewegungen zu verwechseln. Es konnten insgesamt 6,4 Mio. Datensätze verwendet werden.

Die Aussagekraft der presence/absence Telemetrie wurde überprüft, indem analysiert wurde, ob die Aufenthaltsorte der Fische zu einem hohen zeitlichen Anteil nachvollzogen werden konnten. Dazu wurde zunächst die Gesamt-Aufenthaltsdauer jedes Fisches aus dem Zeitraum zwischen dem Datum der ersten und letzten Detektion berechnet. Anschließend wurde der relative Zeitanteil der Gesamt-Aufenthaltsdauer ermittelt, für den sich der Aufenthaltsort jedes Fisches darstellen ließ. Zuletzt wurde für jede Art der Median der relativen Zeitanteile aller Individuen berechnet, an denen die Fische verortet werden konnten.

Zur Analyse der großräumigen Fischverteilung in der Stauhaltung wurde die räumliche und zeitliche relative Individuenhäufigkeit bzw. Aufenthaltswahrscheinlichkeit berechnet. Diese berechnete sich aus dem Quotienten der beobachteten Anzahl Fische am jeweiligen Empfänger (Flusskilometer) und der maximalen Anzahl aktiver Fische. Für die maximale Anzahl aktiver Fische wurden für jeden einzelnen Kalendertag der Versuchsdauer alle Fische addiert, die sich in diesem Zeitraum in der Stauhaltung aufhielten. Die tägliche Anzahl dieser Fische wurde anschließend für alle Tage eines Monats addiert, unabhängig vom Jahr der Aufnahme. Für die beobachtete Anzahl Fische am entsprechenden Empfänger wurde die Anzahl der tatsächlich registrierten Fische pro Empfängerstandort (Flusskilometer) und Kalendertag des Versuchszeitraumes für jeden Monat (ohne Betrachtung des Jahres) addiert. Dabei ist zu beachten, dass ein Fisch pro Tag an mehreren Empfängern detektiert werden konnte. Die Summe der relativen Individuenhäufigkeit aller Empfänger entspricht deshalb nicht 100 %. Bei der Interpretation der Daten muss daher die relative Individuenhäufigkeit jedes Empfängerstandortes relativ zu den anderen Empfängerstandorten betrachtet werden.

Zur Analyse der Wanderbewegungen wurden zuerst Kriterien bestimmt, die eine Wanderaktivität definierten:

- Die Fischbewegung musste monoton aufsteigend stattfinden, d. h. der Fisch musste die Position halten oder weiter aufsteigen (Richtung Eddersheim).
- Der Fisch durfte sich nicht länger als 12 h an einem Empfänger aufhalten
- Die Bewegung musste mindesten über eine Entfernung von zwei Empfängern verlaufen.
- Die Wanderung musste länger als 1 h dauern.
- Die Bewegung musste mehr als 3 Flusskilometer umfassen. Dieses Kriterium wurde nach einer visuellen Betrachtung der individuellen Fischtracks definiert, um diurnale Bewegungen weitgehend auszuschließen, die unter 3 km lagen.

Da die artspezifische Wanderaktivität für jeden Jahresmonat abgebildet werden sollte, wurde der Quotient aus der Anzahl der aktiven Sender und der Anzahl der Fische mit Wanderaktivität berechnet. Dieser Quotient wurde artspezifisch jahresübergreifend für die Fische jedes Monats ermittelt.

Die statistischen Analysen wurden mittels R 4.2.2 bzw. in ArcGIS 10.3 durchgeführt, für die Darstellung der Contour-Plots wurde SigmaPlot13.0 verwendet.

Ergebnisse

Es konnten fast alle besenderten Fische mit der presence/absence Telemetrie redetektiert (284 von 291 Individuen) werden. Die Individuen der drei Arten hielten sich dabei im Median zwischen 181 und 204 Tagen in der Stauhaltung auf. Deshalb scheint die Telemetrie-Studie geeignet, um zumindest halbjährig Aussagen über die Verteilung und das Wanderverhalten von einzelnen Fischen zu treffen, da die Fische im Median 74 % bis 78 % ihrer Gesamt-Aufenthaltszeit an Empfängern erfasst werden konnten. Da sowohl im Frühjahr als auch im Herbst Fische besendert wurden, konnte ein ganzjähriges Bild über das Verteilungsmuster zusammengesetzt werden.

Großskalige Fischverteilung

Alle drei Fischarten zeigten eine räumlich und zeitlich distinkte Verteilung innerhalb der Staustufe Kostheim. Obwohl es Bereiche gab, die alle drei Arten zumindest zeitweise gleichzeitig bevorzugten, zeigten sich ganzjährig artspezifische Unterschiede im Verteilungsmuster (Abb. 1). Räumlich zeigten die Verteilungsmuster dabei wiederum eine Abhängigkeit zu Gewässerstrukturen. Alle drei Arten

hielten sich gehäuft im Wehrrarm auf, der einen Bereich ohne Berufsschiffahrt darstellt und der sich wegen seiner Querbauwerksnähe durch eine vergleichsweise höhere Diversität der Strömungs- und Sohlstruktur auszeichnet. In der Stauhaltung mit Berufsschiffahrt fand sich insbesondere ein Bereich mit einer erhöhten relativen Individuenhäufigkeit. Es handelte sich um einen Abschnitt, der sich in der Nähe einer relativ naturnahen lateraler Struktur lag. Bei dieser handelte es sich dabei um einen Yachthafen mit Altarmcharakter bzw. submersen Makrophyten.

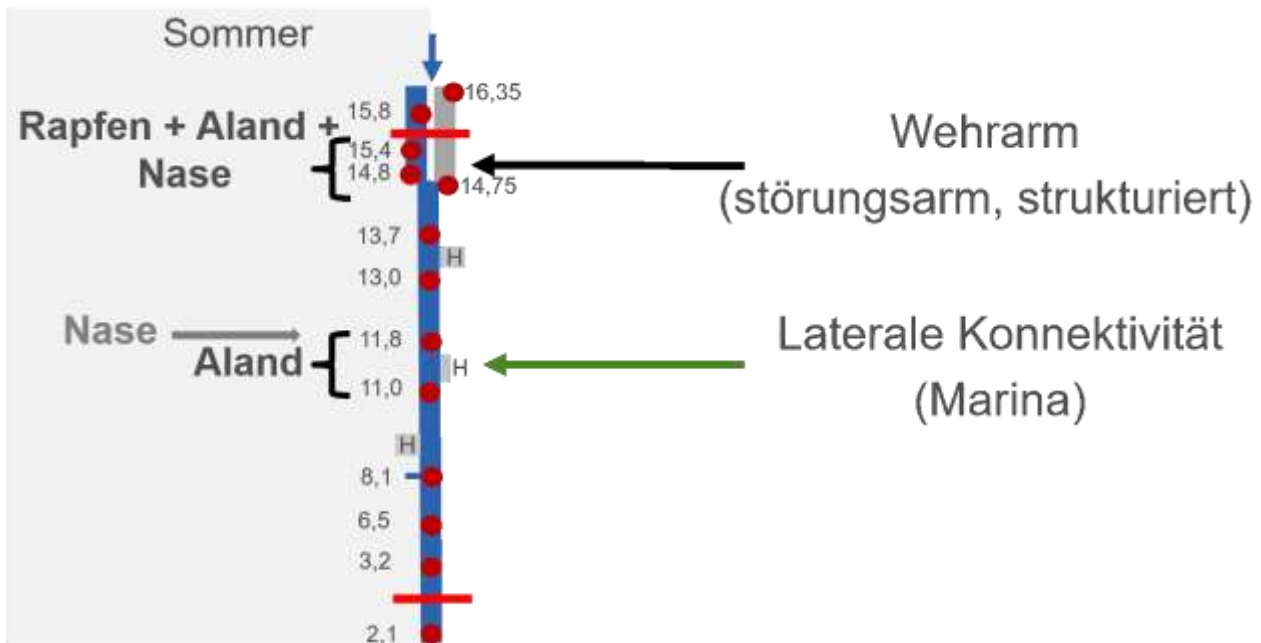


Abb. 1: Schematische Darstellung der Stauhaltung Kostheim (blauer Balken) mit Wehr- und Schleusenarm (Gabel mit Wehrrarm = blauer Balken und Schleusenarm = dunkelgrauer Balken). Die beiden Häfen (Industrie, Sportboot) sind als „H“ gekennzeichnet. Mit den Namen der Fischarten wurden die Fluss-km markiert, an denen diese sich in den Sommer- und Wintermonaten konzentrierten. Eine schwarze Schrift zeigt hohe, die graue Schrift niedrigere Individuenhäufigkeiten an. Empfängerstandorte sind als Punkte mit Fluss-km markiert.

Artspezifische Fischverteilung

Betrachtet man die räumlich-zeitliche Verteilung der Alande in der Stauhaltung, verschob sich diese über den Jahresverlauf (Abb. 2). Dabei war die Detektionswahrscheinlichkeit zwischen Frühling und Herbst höher als im Winter. Im Winter - zwischen Dezember und Februar - lagen die höchsten Individuenhäufigkeiten zwischen 13 % und 18 % im unteren Bereich des Wehrrarms (Fluss-km 14,8), der über einen Kolk verfügte. Ab März bewegten die Alande sich bis zur nahegelegenen Gabelung zwischen Wehr- und Schleusenarm (Fluss-km 14,75), so dass sich dort relative Individuenhäufigkeiten von 20 % feststellen ließen. Ab April wiesen die Alande größere zeitliche und räumliche Variabilitäten in den Individuenhäufigkeiten (12 % bis 20 %) auf (Fluss-km 6,5 bis Fluss-km 14,8). Im oberen Teil des Wehrrarms (Fluss-km 15,4) lag die Individuenhäufigkeit unter 2 %. Ab Mai konzentrierten sich die Tiere zwischen Fluss-km 11,0 und km 13,0. Dort lag die relative Individuenhäufigkeit an den Empfängern zwischen 21 % und 27 %. Im weiteren Jahresverlauf blieb die Streuung bestehen, konzentrierte sich aber neben den km 11,0 und 11,8 ab Juli aber auch auf den gesamten Wehrrarm vom Querbauwerk Eddersheim (km 15,4 + km 14,8) bis zur Gabelung von Wehr- und Schleusenarm (km 14,75). Ab November zogen sich die Alande in den Wehr- und Schleusenarm zurück, um ab Dezember eine relative Individuenhäufigkeit > 10 % nur noch an km 14,8 aufzuzeigen. Betrachtet man im Jahresgang den Anteil wandernder Individuen (Abb. 2), verhielt sich dieser proportional zur Breite der Streuung über die Fluss-km. So verteilten sich die Alande von Januar bis

März insbesondere auf die Flusskilometer 14,75 - 14,8 bei einem geringen Anteil wandernder Individuen <10 %. Ab April bildete sich die zunehmende Streuung von km 6,4 - 14,8 mit einer Wanderaktivität von knapp 30 % ab. Die Wanderaktivitäten blieben während des Sommers hoch (> 40 %) und zeigten einen Herbst-Peak von 52 % im Oktober. Insbesondere im Oktober streuten die Alande besonders weit zwischen km 6,5 und km 15,4. Bis Dezember folgte dann eine rasche Abnahme der Wanderaktivität auf 2 % (Abb. 2).

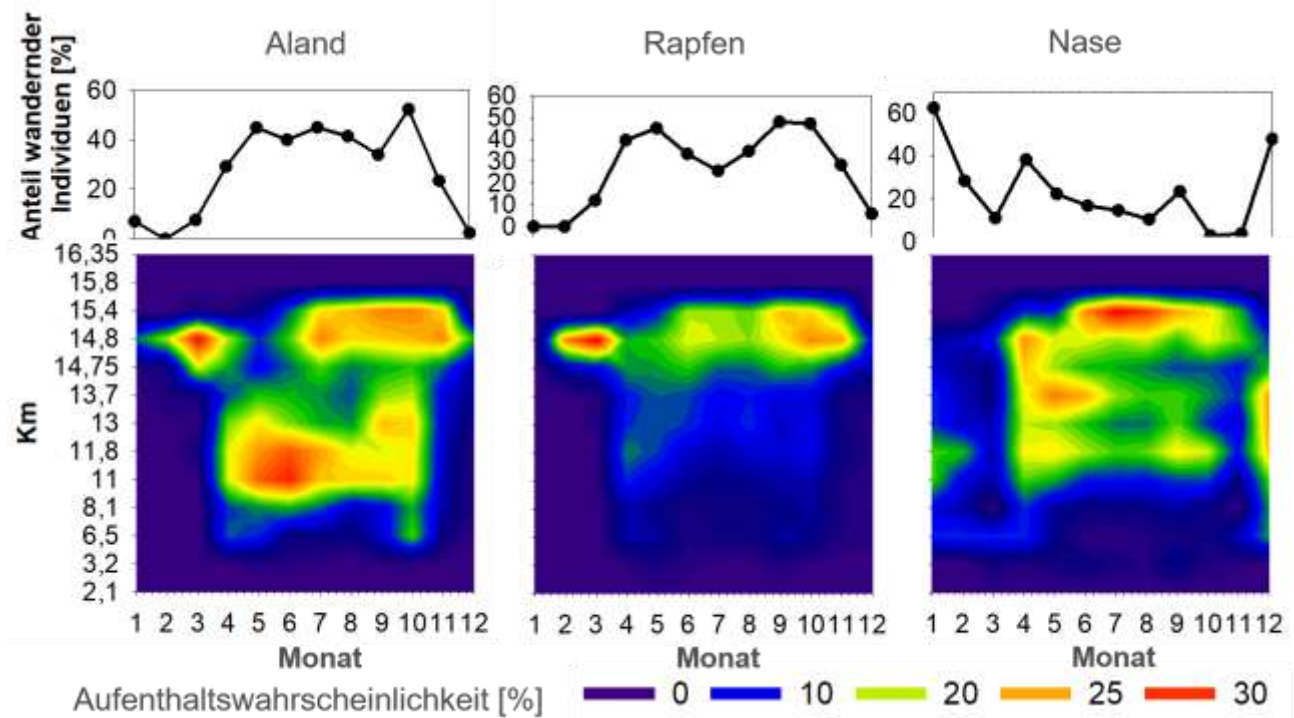


Abb. 2: Contourplots: Artspezifische räumlich-zeitliche Verteilung von Aland (links), Rapfen (Mitte) und Nasen (rechts) in der Stauhaltung Kostheim (Main). Farblich dargestellt ist die jahresunabhängige relative Individuenhäufigkeit bzw. Aufenthaltsrate zum entsprechenden Monat am jeweiligen Flusskilometer in Prozent. Die Flusskilometer in der Ordinate sind nominal dargestellt. Oben: Artspezifische Darstellung des Anteils der Individuen, die mind. einmal im Monat die Kriterien einer Wanderung erfüllt hatten.

Rapfen zeigten ein ähnliches räumliche Verteilungsmuster wie der Aland, jedoch ließ sich ein jahresübergreifender Schwerpunkt der relativen Individuenhäufigkeit am Wehrarm feststellen (Abb. 2). Im Winter (Dezember – März) konzentrierten sich Rapfen, wie die Alande, auf den Bereich um Fluss-km 14,8 mit relativen Individuenhäufigkeiten zwischen 17 % und 56 %. Im April/Mai streuten sie von km 6,5 bis zum Querbauwerk (Fluss-km 15,4). Ab Juni bildete sich ein deutlicher Schwerpunkt im unteren und oberen Wehrarm (Fluss-km 14,8 + Fluss-km 15,4). Dieser beschränkte sich ab Dezember auf den unteren Wehrarm (Fluss-km 14,8) und die Gabelung zwischen Wehr- und Schleusenarm (km 14,75). Die Wanderaktivität der Rapfen (Abb. 2) besaß zwei Maxima mit $\geq 40\%$ im Frühjahr (April/Mai) und Herbst (September/Oktober). Während des Sommers (Juni-August) sank der Anteil der wandernden Individuen auf einen Anteil zwischen 25 % - 34 %. Im Winter (Dezember-Februar) zeigten die Rapfen kaum Aktivität (< 6 %).

Nasen zeigten von April bis Oktober eine relativ gleichmäßige räumliche Verteilung zwischen Fluss-km 11,0 und Fluss-km 15,4 (Abb. 2). Zwischen Mai und Oktober konzentrierten sich die Detektionen der Nasen auf einen Bereich zwischen Fluss-km 11,8 und 15,4 mit relativen Individuenhäufigkeiten

zwischen 11 % und 27 %. Räumlich konzentrierten sich die Maxima der einzelnen Monate dabei auf den oberen Wehrraum (Fluss-km 15,4). Das Winterverhalten unterschied die Nasen von den beiden anderen Arten. Während höhere relative Individuenhäufigkeiten von Rapfen und Aland nur zwischen km 14,75 bis km 14,8 nachgewiesen wurden, zeigten die Nasen eine breit gestreute relative Individuenhäufigkeit mit Werten $\geq 10\%$ zwischen km 6,5 bis km 14,8 auf. Der Anteil der wandernden Individuen unterschied sich ebenfalls von den anderen Arten (Abb. 2). Bei Nasen fanden sich im Gegensatz zu Rapfen und Aland die höchsten Aktivitäten im Dezember und Januar (48 % und 62,5 %) bzw. abgeschwächt im April und September. Im Sommer (Mai bis August) fiel der Anteil wandernder Individuen mit 10 % -22 % vergleichsweise gering aus.

Vergleicht man den Verlauf des Anteils der wandernden Individuen mit den räumlichen Verteilungsmustern (Abb. 2), zeigte sich eine erhöhte Wanderaktivität v. a. während Zeiten einer größeren räumlichen Verteilung der Fische in der Stauhaltung (z. B. Aland, Sommer). Oder es zeigten sich erhöhte Wanderaktivitäten in Monaten, in denen sich die räumliche Verteilung der Fische im Gegensatz zum Vormonat stark veränderte (z. B. Nase, April).

Diskussion

Mit dem Ausbau des Mains im 19. Jahrhundert fanden massive anthropogene Eingriffe in den Flussverlauf und Hydromorphologie des Main statt. In der Folge reduzierten sich sowohl die Artenvielfalt als auch die Biomasse der Fische (Poschwitz 2007). Es gibt Hinweise, dass die Errichtung der Staustufen in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts die Bedingungen zusätzlich verschärft haben. Zumindest konnte der Einfluss von Querbauwerken am Ozark river in den USA belegt werden (Quinn and Kwak 2003). Die Telemetrieergebnisse legen nahe, dass für Rapfen, Aland und Nase, als typische Flussfischarten die weniger anthropogen gestörte Bereiche, wie die schiffahrtsberuhigte Zone des Wehrraums und naturnahe laterale räumliche Strukturen, bevorzugt als Lebensraum angenommen werden. Im Sommer zeigten sie eine hohe Individuenhäufigkeit im Wehrraum. Dieser ist frei von Berufsschiffahrt und zeigte eine größere Tiefen-, Strömungs- und Substratdiversität im Vergleich zum Hauptarm des Mains (Quelle: Kolkpeilungen WNA Aschaffenburg, 3DHN Modell Bundesanstalt für Gewässerkunde). In der Stauhaltung mit Berufsschiffahrt war die Aufenthaltswahrscheinlichkeit von Nasen und Alanden in solchen Bereichen am höchsten, in deren Nähe eine relativ naturnahe laterale Struktur lag. Dabei handelte es sich konkret um einen Sportboothafen mit submersen Pflanzenbewuchs (km 11,0 – km 11,8), der sich gegenüber einer Kiesbank befand. In den Wintermonaten konzentrierten sich Rapfen und Alande auf den unteren Bereich des Wehrraums, der über einen Kolk und eine höhere Strukturdiversität als die Stauhaltung verfügte. Die Nasen zeigten dagegen eine erhöhte Bewegungsaktivität im Dezember und Januar bei Wassertemperaturen über 4 °C. Dabei konzentrieren sie sich auf die Bereiche des Sportboothafens (km 11,0 – km 11,8). Eine Vergrößerung bzw. Anbindung von lateralen Lebensräumen und eine strukturelle Aufwertung des Wehrraums sollte mit Priorität im wasserwirtschaftlichen Ausbau angestrebt werden. Dies vergrößert den Anteil potentiell geeigneter Teillebensräume und stützt die vorhandenen Fischpopulationen.

Bei der Analyse der hier festgestellten Verteilungsmuster darf allerdings nicht vergessen werden, dass aktuell die Durchgängigkeit der Querbauwerke nur sehr eingeschränkt gegeben ist, und sich die Verteilungs- und Wandermuster nach dem geplanten Bau einer funktionsfähigen Fischaufstiegsanlage und der Umsetzung eines Fischschutz- und Fischabstiegs deutlich ändern könnten. Basierend auf Forschungsergebnissen in Elbe und Donau muss von einer Einschränkung des natürlichen Lebensraums aller drei Arten durch die im Verhältnis zu ihrer Wanderdistanz geringe Länge der

Stauhaltung ausgegangen werden. So legt eine Untersuchung der Wanderstrecken von Rapfen (Fredrich 2003) nahe, dass die Stauhaltungen Kostheim mit einer Länge von ca. 12 km, deren natürliches Wanderverhalten (Distanzen, Zeiten) einschränkt. Beim Rapfen an der Elbe bewegten sich die Wanderstrecken bei zwei Drittel der beobachteten Tiere zwischen 10 km bis > 100 km. Für Alande zeigte sich ein ähnliches Verhalten bei einer telemetrischen Studie (Kuliskova et al. 2009) an der Elbe. Auch hier zeigten knapp zwei Drittel der Alande eine Wanderdistanz zwischen 13 km und 100 km. Die mittlere Home Range von Nasen lag in einer Untersuchung in der österreichischen Donau bei 22,4 km (Panchan et al. 2022). Zusätzlich zur Einschränkung der natürlichen Wanderdistanzen ist die eingeschränkte Durchgängigkeit aus einem weiteren Grund nachteilig. So driften Fischlarven bzw. Jungfische vieler einheimischer Fischarten passiv flussabwärts (Jurajda 1998; Reichard, Jurajda, and Ondracková 2002). Dieser Drift folgt eine aufwärts gerichtete Ausgleichswanderung, die an Querbauwerken nicht aufgehalten, sondern durch geeignete Fischaufstiegsanlagen ermöglicht werden sollte (Prchalová, Vetesník, and Slavík 2006). Tatsächlich wurde gezeigt, dass nach der Beseitigung einer eingeschränkten Durchgängigkeit durch Querbauwerke durch Legung bzw. Bau von Fischaufstiegsanlage der genetische Unterschied zwischen Fischpopulationen oberhalb und unterhalb abnahm (Prunier et al. 2023). Das Querbauwerk wirkte also im Vorfeld negativ auf den genetischen Austausch der betrachteten Arten in den benachbarten Stauhaltungen. Bezieht man noch diadrome Fischarten, wie den Lachs und den Aal in die Betrachtung mit ein, wird die Herstellung der Durchgängigkeit von Querbauwerken in beide Richtungen unverzichtbar. Querbauwerke stellen für diese bei der großräumigen stromaufwärts gerichteten Fischwanderung Wanderbarrieren dar, die die Erreichbarkeit von Lebensräumen verhindern oder erschweren können. Bei der stromabwärts gerichteten Wanderung gilt gleiches. Zusätzlich führt an Standorten mit Wasserkraft eine Turbinenpassage beim Abstieg der Fische zu einer unmittelbaren Gefahr einer letalen oder subletalen Verletzung (Mueller et al. 2022). Dabei darf nicht vergessen werden, dass neben den allgemein bekannten Schäden bei den adulten diadromen und potamodromen Wanderern die Schäden bei der Drift von Fischlarven besonders hoch ausfallen (Carter and Reader 2000). Daher ist für eine Verbesserung des ökologischen Zustands sowohl die Umsetzung der geplanten Maßnahmen zur linearen Durchgängigkeit als auch die Schaffung neuer lateraler Habitats essentiell.

Zusammenfassung

Die Untersuchung zeigt, dass die großräumige Verteilung von drei potamodromen Fischarten in einer Stauhaltung mit stark eingeschränkter linearer Durchgängigkeit an Bereiche mit Strömungs- und Strukturdiversität bzw. laterale Strukturen gebunden war. Diese Strukturen sind für die untersuchten Fischpopulationen von großer Bedeutung und sollten im Rahmen des wasserwirtschaftlichen Ausbaus mit Priorität aufgewertet werden.

Die Herstellung der Durchgängigkeit ist zur Verbesserung der Habitatqualität vieler Fischarten notwendig, da Querbauwerke von Stauhaltungen den natürlichen Lebensraum vieler Fischarten zerschneiden und einschränken können.

Literatur

- Carter, K. L., and J. P. Reader (2000): Patterns of drift and power station entrainment of 0+fish in the River Trent, England, *Fisheries Management and Ecology*, 7: 447-64.
- Fredrich, F. (2003): Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany, *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 294-302.

- Getis, A., and Ord, J.K. (1992): The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics, *Geographical Analysis*, 24.
- Grimardias, David, Celine Chasserieu, Morgane Beaufigli, and Franck Cattaneo. (2022): Ecological connectivity of the upper Rhone River: Upstream fish passage at two successive large hydroelectric dams for partially migratory species, *Ecological Engineering*, 178: 13.
- Horky, P., O. Slavik, L. Bartos, J. Kolarova, and T. Randak. (2007): Behavioural pattern in cyprinid fish below a weir as detected by radio telemetry, *Journal of Applied Ichthyology*, 23: 679-83.
- Jurajda, P. (1998): Drift of larval and juvenile fishes, especially *Rhodeus sericeus* and *Rutilus rutilus*, in the river Morava (Danube basin), *Archiv Fur Hydrobiologie*, 141: 231-41.
- Kuliskova, P., P. Horky, O. Slavik, and J. I. Jones. (2009): Factors influencing movement behaviour and home range size in *Leuciscus idus*, *Journal of Fish Biology*, 74: 1269-79.
- Lucas, M.C., and E. Barras. (2001): *Migration of Freshwater Fishes*, Blackwell Science, Oxford: 420.
- McElroy, B., A. DeLonay, and R. Jacobson. 2012: Optimum swimming pathways of fish spawning migrations in rivers, *Ecology*, 93: 29-34.
- Mueller, M., J. Knott, J. Pander, and J. Geist. (2022): Experimental comparison of fish mortality and injuries at innovative and conventional small hydropower plants, *Journal of Applied Ecology*, 59: 2360-72.
- Musil, Jiří, Pavel Horký, Ondrej Slavík, Aleš Zbořil, and Petra Horka. (2012): The response of the young of the year fish to river obstacles: Functional and numerical linkages between dams, weirs, fish habitat guilds and biotic integrity across large spatial scale, *Ecological Indicators*, 23: 634-40.
- Noonan, Michael J., James W. A. Grant, and Christopher D. Jackson. (2012): A quantitative assessment of fish passage efficiency, *Fish and Fisheries*, 13: 450-64.
- Ord, J.K., and A. Getis. (1995): *Local Spatial Autocorrelation Statistics: Distributional Issues and an Application*, *Geographical Analysis*, 27.
- Panchan, Ruamruedee, Kurt Pinter, Stefan Schmutz, and Günther Unfer. (2022): Seasonal migration and habitat use of adult barbel (*Barbus barbus*) and nase (*Chondrostoma nasus*) along a river stretch of the Austrian Danube River, *Environmental Biology of Fishes*, 105: 1601-16.
- Poschwitz, H. (2007): Die Fischfauna des staugeregelten Untermain zwischen 1850 und heute. , *Fischer & Teichwirt*, 51: 183-86.
- Prchalová, M., L. Vetesník, and O. Slavík. (2006): 'Migrations of juvenile and subadult fish through a fishpass during late summer and fall', *Folia Zoologica*, 55: 162-66.
- Prunier, J. G., G. Loot, C. Veyssiere, N. Poulet, and S. Blanchet. (2023): Novel operational index reveals rapid recovery of genetic connectivity in freshwater fish species after riverine restoration, *Conservation Letters*, 16: 11.
- Quinn, J. W., and T. J. Kwak. (2003): Fish assemblage changes in an Ozark river after impoundment: A long-term perspective, *Transactions of the American Fisheries Society*, 132: 110-19.
- Reichard, M., P. Jurajda, and M. Ondracková. (2002): Interannual variability in seasonal dynamics and species composition of drifting young-of-the-year fishes in two European lowland rivers, *Journal of Fish Biology*, 60: 87-101.
- Schmutz, Stefan, and Otto Moog. (2018): Dams: ecological impacts and management. in S. Schmutz and Jan Sendzimir (eds.), *Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future*.
- Shao, X. J., Y. Fang, J. W. Jawitz, J. G. Yan, and B. S. Cui. (2019): River network connectivity and fish diversity, *Science of The Total Environment*, 689: 21-30.
- Soukhaphon, Akarath, Ian G Baird, and Zeb S Hogan. (2021): The impacts of hydropower dams in the Mekong River Basin: A review, *Water*, 13: 265.
- Standen, E. M., S. G. Hinch, and P. S. Rand. (2004): Influence of river speed on path selection by migrating adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*), *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 905-12.
- Tockner, Klement, and Jack A. Stanford. (2002): 'Riverine flood plains: present state and future trends', *Environmental conservation*, 29: 308-30.

Von Datenlücken zu Tageswerten: Ein semi-empirischer Modellansatz zur Erfassung klimabedingter Veränderungen der Schichtungsdauer in Talsperren

Svetlana Shakirin¹; Tilo Hegewald²; Johannes Feldbauer¹; Thomas Petzoldt¹

¹ Technische Universität (TU) Dresden

² Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen

Keywords: Reanalyse-Daten, Thermische Schichtung, Limnologische Langzeittrends, Talsperrenhydrologie

Einleitung

In Deutschland genießen wir das Privileg, Leitungs- bzw. Trinkwasser von sehr hoher Qualität beziehen zu können. In vielen anderen Ländern ist dies hingegen nicht ohne weiteres möglich (Umweltbundesamt, 2025). Ein wesentlicher Teil des deutschen Trinkwassers, etwa 15 %, stammt aus Talsperren; in manchen Regionen ist der Anteil noch deutlich höher (Kielon, 2025). Damit spielen Talsperren eine zentrale Rolle für die Versorgungssicherheit und die Wasserqualität in Deutschland. Vor dem Hintergrund des Klimawandels rücken die ökologischen und physikalischen Prozesse in Stillgewässern zunehmend in den Fokus der Forschung. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass sich die Oberflächentemperaturen von Talsperren signifikant erhöhen und die thermischen Schichtungsphasen verlängern (Petzoldt, 2025). Diese Veränderungen wirken sich nicht isoliert aus: Höhere Wassertemperaturen führen häufig zu einem Rückgang des Sauerstoffgehalts im Tiefwasser, was wiederum chemische Prozesse im Sediment verstärkt. Die daraus resultierende erhöhte Nährstofffreisetzung in Kombination mit steigenden Temperaturen begünstigt potenziell das Auftreten von Cyanobakterienblüten, die für die Trinkwasseraufbereitung problematisch sein können (Mi et al., 2025). Zusätzlich ist mit einer stärkeren Schichtung zu rechnen sowie mit einer zeitlichen Verschiebung des Schichtungsbeginns und -endes und damit einer Verlängerung der Schichtungsdauer. Da die Qualität des Trinkwassers stark vom Schichtungsverhalten der Talsperren abhängt, gewinnt das Verständnis der Prozesse und Trends zunehmend an Bedeutung (Kielon, 2025). Die Analyse solcher Trends erfordert in der Regel hochaufgelöste Wassertemperaturdaten, die in manchen Talsperren nur in zweiwöchentlichen oder monatlichen Intervallen vorliegen. Eine geringe Datendichte erschwert die Untersuchung der täglichen Dynamik. Um diese Lücke zu schließen, wurde ein semi-empirischer Modellansatz entwickelt, der auf Reanalyse-Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) basiert und mithilfe des Modells Air2Water sowie eines linearen Modells die Wasseroberflächentemperatur in täglicher Auflösung simuliert.

Ziel dieses Ansatzes ist es, klimabedingte Veränderungen der Schichtungsdauer in deutschen Talsperren robust abzuschätzen. Besonderes Augenmerk lag dabei auf der Übertragbarkeit auf Talsperren mit begrenzter Messdatendichte sowie auf der Identifikation der wichtigsten Steuergrößen, die den Beginn und das Ende der Sommerschichtung bestimmen.

Methoden

Untersuchungsgebiet

Die betrachteten Talsperren liegen überwiegend in Mittelgebirgsregionen von Deutschland. Sie decken ein breites Spektrum morphometrischer und klimatischer Bedingungen von flacheren, westlich gelegenen Trinkwassertalsperren bis hin zu hochgelegenen, tieferen Staubecken im Schwarzwald, im Harz und im Erzgebirge ab. Zur Typisierung der Gewässer wurden die Talsperren in drei Gruppen (Typ A–C) eingeteilt, basierend auf einer datengetriebenen Klassifikation morphologischer Eigenschaften. Dabei wurden die Parameter Tiefe, Fläche und Verweilzeit jeweils über Schwellenwerte in drei Klassen unterteilt; aus der Kombination dieser entstanden die morphologischen Typen.

Die Gruppen A–C ergeben sich aus der Kombination von Tiefe und Fläche (s.Abb.1):

- Typ A: Talsperren mit Fläche von über 1,3 km² und einer mittleren Tiefe von über 10 Metern.
- Typ B: Gewässer mit einer mittleren Tiefe von unter 10 Metern.
- Typ C: Gewässer mit einer Tiefe von über 10 Metern und einer Fläche unter 1,3 km².

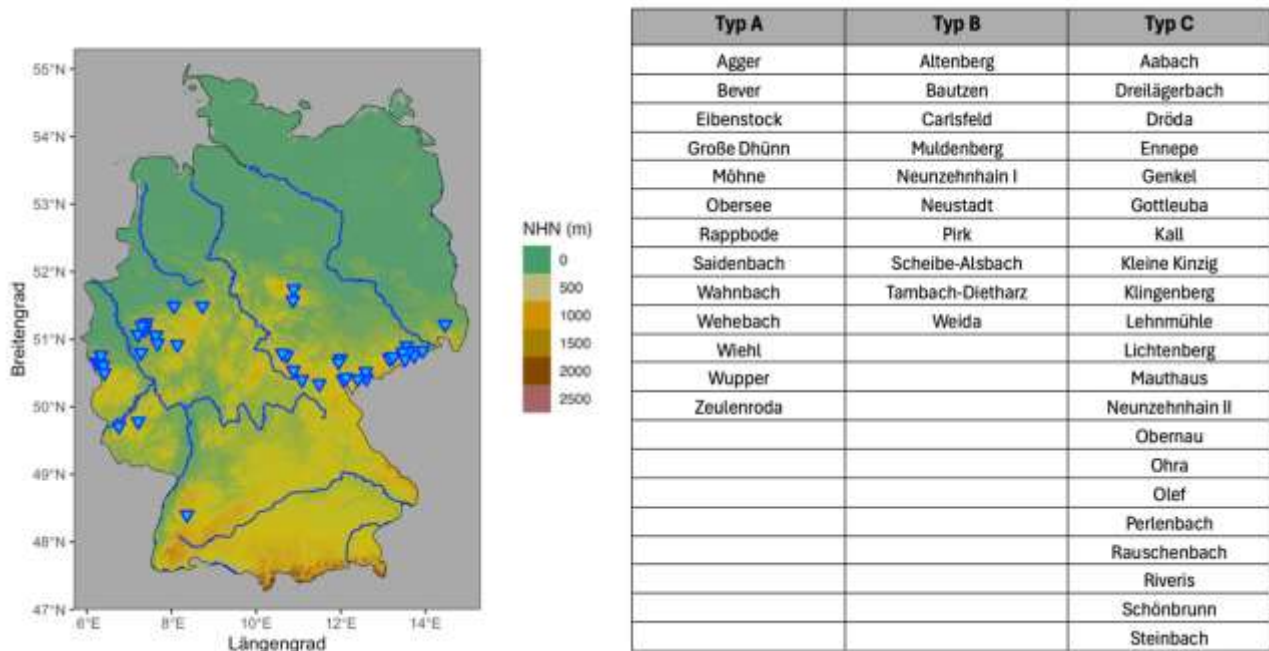


Abb. 1: Links die Karte zur geografischen Lage in Deutschland und rechts die Typisierung nach Stauinhalt, Verweilzeit, Tiefe und Fläche der untersuchten 40 Talsperren der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT).

Datenbasis und Modellansatz

Für die Modellierung wurden Langzeitdatensätze von insgesamt 40 Talsperren der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT) herangezogen. Die Daten umfassen Messungen der Wasseroberflächentemperatur sowie morphometrische Parameter (Seefläche, mittlere Tiefe, Höhenlage). Ergänzend kamen Reanalyse-Daten des Deutschen Wetterdienstes (HYRASDE-TAS-Daten) zum Einsatz (s. Abb.2). Der HYRAS-DE-TAS-Datensatz ist Teil der hydrometeorologischen Rasterdatensätze des DWD. Er liefert tägliche Werte der Lufttemperatur in einem räumlichen Raster von 1 km × 1 km für Deutschland und angrenzende Flusseinzugsgebiete im Zeitraum von 1951 bis

zur Gegenwart. Die Daten basieren auf qualitätsgeprüften Stationsmessungen und werden mithilfe angepasster Regionalisierungs- und Interpolationsverfahren des DWD erzeugt, die eine hohe räumliche und zeitliche Konsistenz gewährleisten. Die HYRAS-Daten dienen als Referenzdatensatz für klimatologische Analysen, zur Bias-Korrektur von Klimaprojektionen sowie als Eingangsgrößen für hydrologische Modellierungen. Die Datensätze sind frei zugänglich und werden regelmäßig im Rahmen des DAS-Basisdienstes aktualisiert (Deutscher Wetterdienst, 2025).

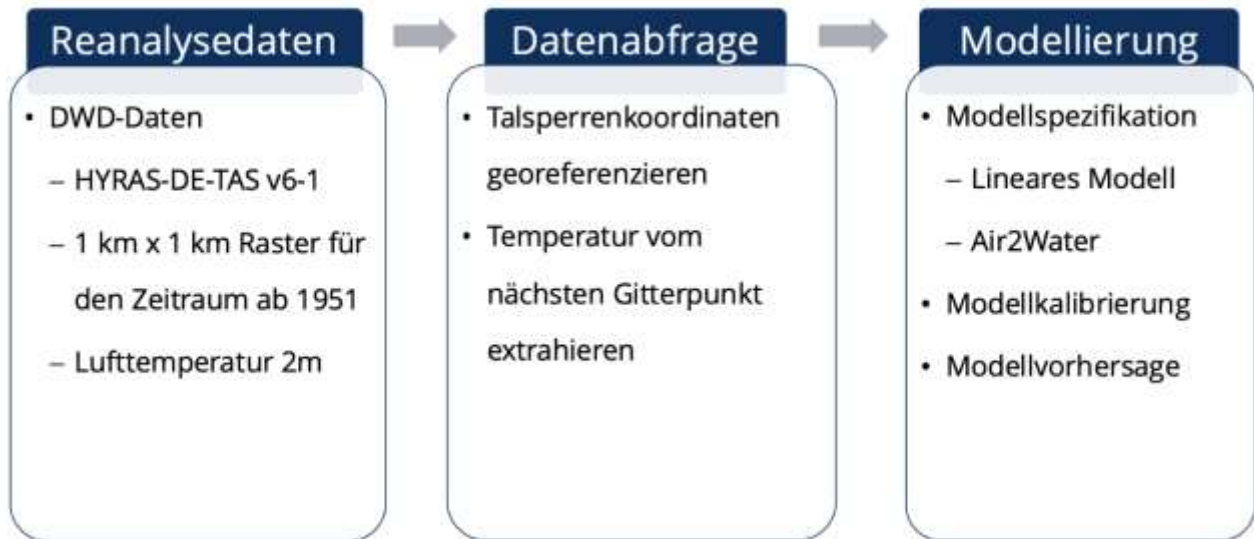


Abb. 2: Schematischer Überblick über den methodischen Ansatz und die Vorgehensweise.

Zentraler Bestandteil der Untersuchung ist das semi-empirische Modell Air2Water (Piccolroaz, 2016). Dieses Modell kombiniert eine physikalische Wärmebilanz des Oberflächenwassers mit einer empirischen Parametrisierung, um den Energieaustausch zwischen Atmosphäre und Wasseroberfläche abzubilden. Das Modell berücksichtigt insbesondere kurzweilige Strahlung, Verdunstung, Konvektion und Rückstrahlung. Zum Vergleich wurde zusätzlich ein multiples lineares Regressionsmodell eingesetzt, das Wassertemperaturen auf Basis von Lufttemperatur, Monatsfaktor und morphologischen Parametern schätzt.

$$T_{3,i} = \beta_{0,m} + \beta_{\text{Tair},m} \cdot X_{\text{Tair},i} + \beta_{z\text{mean},m} \cdot \log_2(X_{z\text{mean},i}) + \beta_{\text{vol},m} \cdot X_{\text{vol},i} + \beta_{\text{tret},m} \cdot X_{\text{tret},i} + \epsilon_i$$

- $T_{3,i}$: Temperatur in 3 m Tiefe bei der i -ten Beobachtung.
- $\beta_{0,m}$: Monatsspezifischer Intercept (Basiswert für Monat m).
- $\beta_{j,m}$: Monatsspezifischer Koeffizient des j -ten Prädiktors im Monat m .
- $X_{j,i}$: Wert des j -ten Prädiktors für Beobachtung i .
- Index i : Jeweilige Beobachtung im Datensatz.
- Index m : Jeweiliger Monat, für den die entsprechenden Regressionskoeffizienten gelten.
- ϵ_i : Fehlerterm für Beobachtung i , enthält nicht erklärte Abweichungen.

Das wesentliche Merkmal ist hierbei die Einbeziehung der Saisonalität, durch welche die Wirkung der Prädiktoren von Monat zu Monat variieren kann. Während dieses Modells eine hohe Recheneffizienz aufweist, kann es physikalische Prozesse nur eingeschränkt wiedergeben. Der Modellvergleich erfolgte anhand von Gütemaßen (Bias, Mean Absolute Error, Root Mean Square Error, Nash-Sutcliffe-Effizienz) und visuell (Abb.3).

Ergebnisse

Auf Basis der unter Einbezug der DWD-Daten kalibrierten Modelle wurde eine Zeitreihe der modellierten Wassertemperaturen generiert und mit den beobachteten Messwerten verglichen. Die Analyse für die Talsperre Saidenbach (Abb. 3) zeigt, dass beide Modellansätze den saisonalen Verlauf der Oberflächentemperatur präzise reproduzieren. Beide Modelle erfassen die jährliche Temperaturschwankung gut, wobei das Air2Water-Modell aufgrund seines physikalischen Ansatzes eine glattere Kurve aus Tageswerten liefert, während das lineare Modell durch die monatliche Aggregation eine treppenartige Struktur erzeugt. Die Residuenanalyse verdeutlicht zudem saisonale Unterschiede in der Modellgenauigkeit: Das Air2Water-Modell überschätzt die Temperaturen leicht in den Wintermonaten (Januar bis März) und unterschätzt sie im späten Frühjahr (April bis Juni), während es im restlichen Jahr sehr gut zentriert ist. Das lineare Modell zeigt dagegen eine generelle Tendenz zur Unterschätzung, besonders im Frühjahr und Sommer.

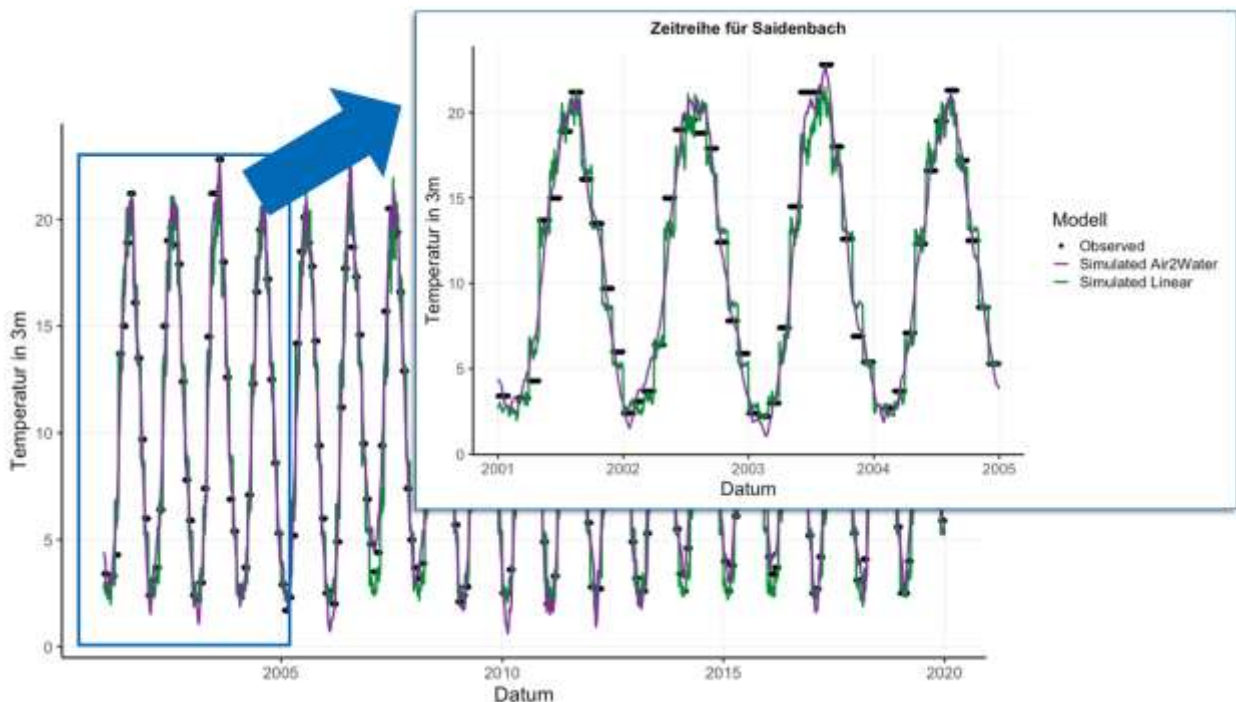


Abb. 3: Modellierung der Wassertemperatur in 3 m Tiefe der Talsperre Saidenbach. Dargestellt sind die beobachteten Daten (Observed) im Vergleich zu den Simulationen des physik-basierten Air2Water-Modells und eines linearen Modells.

Zur quantitativen Bewertung der Modellgüte wurden die Qualitätskriterien Bias, Mean Absolute Error (MAE), Root Mean Square Error (RMSE) und die Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE/EF) herangezogen. Das Air2Water-Modell zeigt einen Bias nahe null ($8,99 \times 10^{-5}$), was auf eine konsistente, nicht-systematische Über- oder Unterschätzung der Wassertemperatur hinweist. Das lineare Modell besitzt auf Grund der Methode der kleinsten Quadrate definitionsgemäß keinen Bias. Das lineare Modell weist im Median etwas bessere Fehlermaße auf; MAE 1,14 °C versus 1,24 °C und RMSE 1,48 °C versus 1,62 °C beim Air2Water-Modell. Auch die Vorhersagegüte ist bei beiden Ansätzen hoch. Die NSE liegt bei 0,926 für Air2Water und 0,939 für das lineare Modell. Insgesamt lässt sich festhalten, dass beide Modelle die täglichen Temperaturverläufe zuverlässig rekonstruieren, wobei das lineare Modell im Median minimal bessere quantitative Gütewerte erreicht, während das Air2Water-Modell aufgrund seines physikalischen Ansatzes glattere und saisonal konsistentere Zeitreihen liefert.

Zur Bewertung der Modellgüte für unterschiedliche Talsperren wurden die Residuen der beiden Modelle analysiert und nach geografischer Lage (östlich, westlich) sowie nach morphologischen Typen klassifiziert. Die zeitliche Analyse der Residuen zeigt, dass beide Modelle die Wassertemperatur grundsätzlich gut reproduzieren, da die meisten Residuen dicht um die Null-Linie liegen (Abb. 4). Das lineare Modell bildet kurzfristige Schwankungen stärker ab. Die RMSE-Differenzanalyse verdeutlicht die standort- und morphologiespezifischen Unterschiede: Das lineare Modell ist bei östlichen Talsperren präziser (RMSE-Differenz $\approx 0,15$ °C) und auch bei westlichen Talsperren leicht überlegen ($\approx 0,07$ °C). Morphologisch liefert das lineare Modell insbesondere bei Typ B und C eine bessere Vorhersagegenauigkeit, während der Vorteil bei Typ A minimal ausfällt. Diese Ergebnisse zeigen, dass die Modellwahl gewässertyp- und standortspezifisch erfolgen sollte.

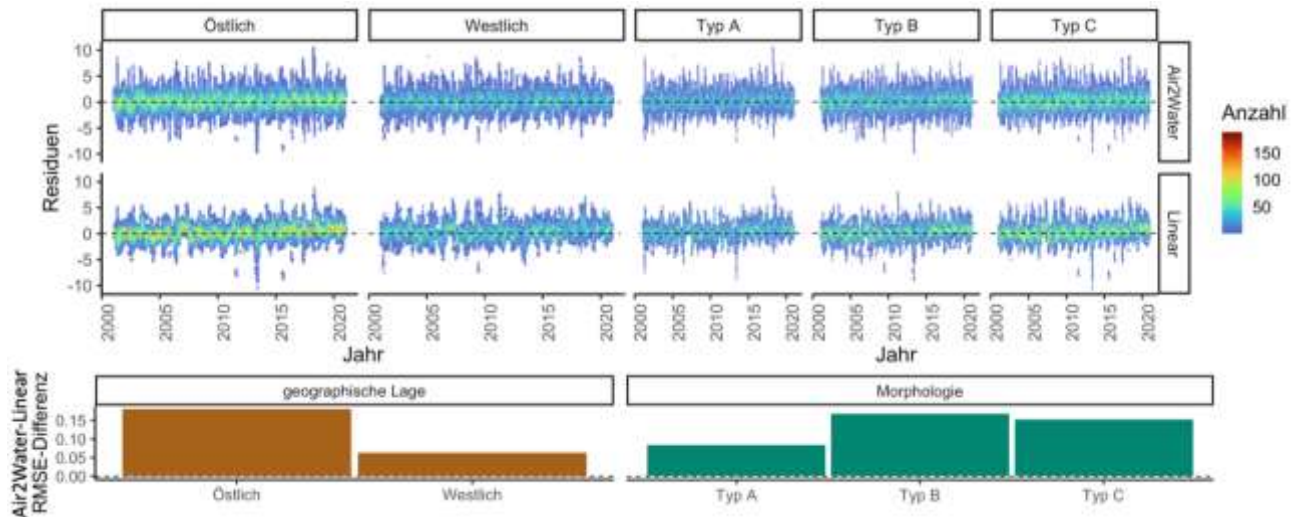


Abb. 4: Standortspezifische Güte der Temperaturmodelle. Die obere Sektion zeigt die zeitliche Entwicklung der Residuen beider Modelle in den fünf Talsperren-Kategorien. Die untere Sektion quantifiziert die relativen Modellfehler: Positive Balken der RMSE-Differenz ($RMSE(Air2Water) - RMSE(Linear)$) belegen, dass das lineare Modell bei den östlichen Talsperren sowie den morphologischen Typen B und C eine geringfügig präzisere Vorhersage ermöglicht.

Als Indikator für den Beginn der Sommerstagnation wurde definiert, dass dieser einsetzt, wenn die Wassertemperatur ≥ 10 °C für mindestens zwei aufeinanderfolgende Tage erreicht wird. Diese Definition ermöglicht eine standardisierte und vergleichbare Bewertung der jährlichen Variabilität und langfristiger Trends nur auf Basis der 3-Meter-Temperatur. Die Ergebnisse zeigen in den sechs ausgewählten Talsperren einen negativen Trend des Kalendertags für den Sommerbeginn, was auf eine deutliche Vorverlagerung des Schichtungsbeginns über die letzten vier Jahrzehnte hinweist. Die größten Vorverlagerungen wurden für die Talsperre Kleine Kinzig (westlich; $s = -0,33 \pm 0,054$ Tage/Jahr) und die Saidenbachtalsperre (östlich; $s = -0,276 \pm 0,075$ Tage/Jahr) beobachtet, während die anderen Talsperren moderatere negative Trends aufweisen (z. B. Rappbode, $s = -0,186 \pm 0,064$ Tage/Jahr). Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass sowohl morphologische als auch geografische Eigenschaften der Talsperren die Geschwindigkeit der Vorverlagerung beeinflussen: Flachere Talsperren mit kurzer Verweilzeit reagieren besonders empfindlich auf klimatische Veränderungen, während tiefe, großvolumige Talsperren etwas stabilere Sommerbeginnzeiten aufweisen.

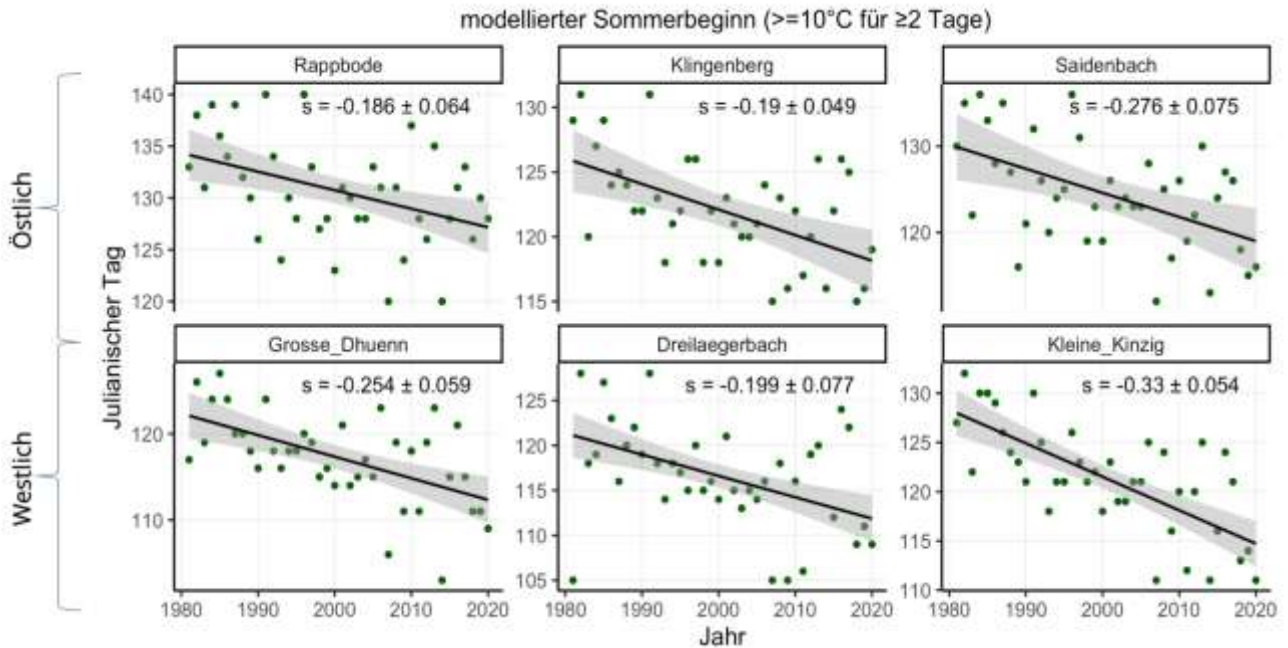


Abb. 5: Langfristiger Trend des modellierten Beginns des thermischen Sommers (definiert als Wassertemperatur $\geq 10^\circ\text{C}$ für mindestens zwei aufeinanderfolgende Tage) in sechs repräsentativen Talsperren (1980–2020). Die dargestellte Steigung (s) zeigt die Änderung des saisonalen Beginns für die Talsperren.

Die Abbildung 6 zeigt die modellierten Trends für den Beginn, das Ende und die Gesamtdauer der thermischen Schichtung in den untersuchten Talsperren über den Zeitraum von 1980 bis 2020. Der Beginn der Schichtung (untere gestrichelte Linie, grün) wird definiert als der Tag, an dem die Wassertemperatur $\geq 10^\circ\text{C}$ für mindestens zwei aufeinanderfolgende Tage erreicht. Analog wird das Ende der Schichtung (obere gestrichelte Linie, blau) über denselben Schwellenwert bestimmt, wobei die Wassertemperatur für zwei Tage unter 10°C fällt. Aufgrund der Nutzung der Talsperren, insbesondere intensiver Rohwasserentnahme, ist das Ende der Schichtung naturgemäß variabler und schwieriger exakt zu quantifizieren, da die Temperaturprofile hier durch externe Eingriffe stärker beeinflusst werden. Der Trend der Schichtungsveränderung aller Talsperren zeigt, dass der Beginn der thermischen Schichtung im Mittel um 2,3 Tage pro Jahrzehnt früher einsetzt, was eine signifikante Vorverlagerung über die vier Jahrzehnte darstellt. Das Ende der Schichtung verschiebt sich nur leicht nach hinten, mit einem Trend von +1,0 Tag pro Jahrzehnt, was auf eine geringfügige Verlängerung des thermischen Sommers hindeutet. Die Kombination aus früherem Beginn und leicht späterem Ende führt zu einer Zunahme der Gesamtdauer der Schichtung um durchschnittlich 3,3 Tage pro Jahrzehnt. Diese Ergebnisse zeigen, dass die Dauer der Sommerstagnation in nahezu allen untersuchten Talsperren über den Beobachtungszeitraum zugenommen hat. Die Trends sind konsistent und zeigen sowohl für den Beginn als auch für die Dauer der Schichtung eine klare, lineare Veränderung, während das Ende der Schichtung eine geringere und variablere Dynamik aufweist.

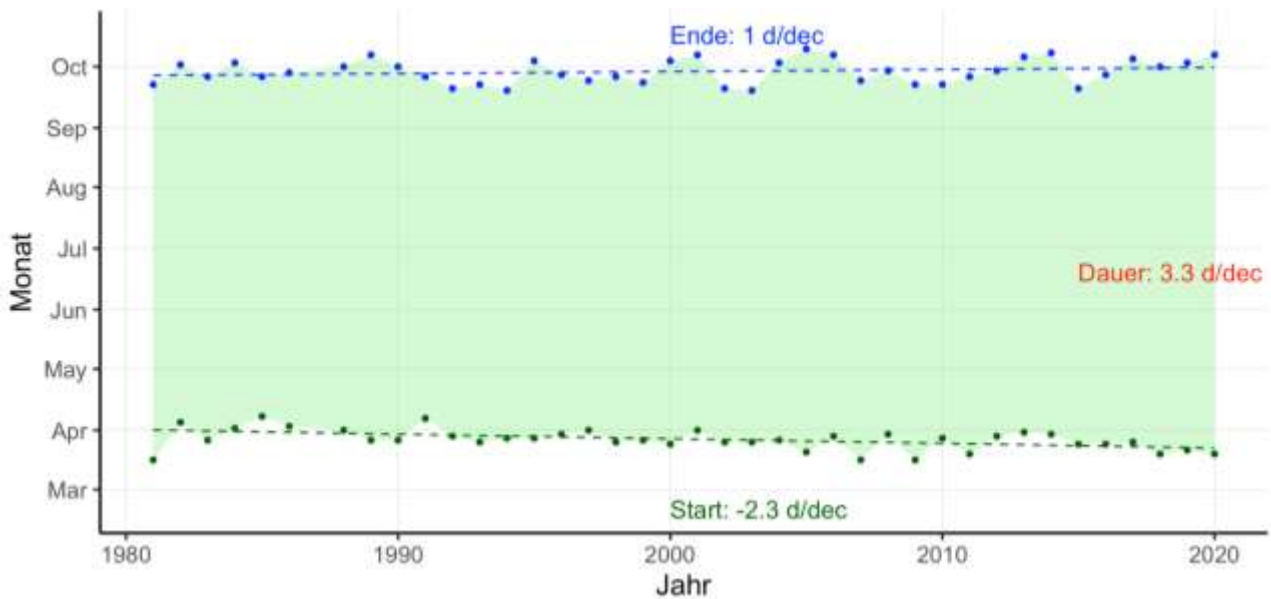


Abb. 6: Trends des Beginns und des Endes der thermischen Schichtung (1980–2020). Dargestellt sind die Verschiebung des Schichtungsbeginns (Grün, -2.3 d/Dekade) und des Schichtungsendes (Blau, +1.0 d/Dekade), was zu einer Gesamtverlängerung der Schichtungsdauer von 3.3 Tagen pro Jahrzehnt geführt hat.

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass beide Modelle sowohl das physikalisch basierte Air2Water-Modell als auch das einfache lineare Regressionsmodell in der Lage sind, die täglichen Wassertemperaturen in Talsperren zuverlässig zu rekonstruieren. Bemerkenswert ist, dass das lineare Modell trotz seines einfachen Ansatzes eine hohe Güte erreicht und im Median teilweise bessere Fehlermaße liefert als Air2Water. Dies verdeutlicht, dass auch einfache, datengetriebene Modelle in der Lage sind, saisonale Temperaturverläufe in Gewässern abzubilden, insbesondere wenn die Prädiktoren Lufttemperatur und Monatsfaktor sinnvoll einbezogen werden. Die Residuenanalyse zeigt, dass das lineare Modell tendenziell zu einer Unterschätzung der Wassertemperatur im Frühjahr und Sommer neigt, während das Air2Water-Modell im Winter leicht überschätzt und im späten Frühjahr leicht unterschätzt. Ursache hierfür könnte sein, dass das lineare Modell direkt auf Lufttemperaturänderungen reagiert, wobei die thermische Trägheit des Wassers zu einer verzögerten Anpassung führt. Air2Water berücksichtigt physikalische Wärmeflüsse, wodurch kurzfristige Temperaturspitzen geglättet werden. Die Winterüberschätzung resultiert aus teilweise unvollständig abgebildeten Wärmeverlusten, die Frühjahrunterschätzung aus der verzögerten Reaktion auf schnelle Lufttemperaturanstiege. Zusammenfassend zeigt dies, dass Air2Water für die saisonal konsistente Abbildung der Wassertemperatur vorteilhaft ist, während das lineare Modell kurzfristige Schwankungen schneller abbildet, aber systematische Verzerrungen aufweist. Die Analyse der Talsperrenmorphologie zeigt, dass die Reaktionsgeschwindigkeit der Wassertemperatur auf kurzfristige Lufttemperaturänderungen stark von Größe, Tiefe und Volumen der Gewässer abhängt. Kleinere Talsperren reagieren aufgrund ihres geringen Volumens, der flachen Struktur und der kurzen Verweilzeit besonders schnell auf kurzfristige Änderungen der Lufttemperatur. In diesen Gewässern kann das lineare Modell, das direkt auf Lufttemperatur und Monatsfaktor basiert, lokale Schwankungen effektiv erfassen, wodurch die modellierten Temperaturen den beobachteten Werten relativ nahekommen. Tiefe, großvolumige Talsperren besitzen dagegen eine höhere thermische Trägheit. Das Air2Water-Modell erfasst diese Prozesse explizit, weshalb es in diesen Gewässern eine leicht

höhere Genauigkeit erreicht. Interessanterweise zeigt das lineare Modell auch in den tiefen, stabilen Reservoirs eine bessere Performance, mit nur geringem Abstand zur Güte des Air2Water-Modells. Dies verdeutlicht, dass ein auf Lufttemperatur basierender Ansatz für die Rekonstruktion der Wassertemperatur ausreichend sein kann.

Die modellierten Schichtungsphasen zeigen eine klare Vorverlagerung des Beginns der thermischen Schichtung um durchschnittlich 2,3 Tage pro Jahrzehnt. Dieser Trend ist konsistent über die untersuchten Talsperren und deutet auf eine direkte Reaktion der Oberflächentemperaturen auf den Klimawandel hin. Das Ende der Schichtung weist hingegen nur einen schwachen positiven Trend von +1,0 Tag pro Jahrzehnt auf und zeigt eine deutlich höhere Variabilität. Dies ist insbesondere auf anthropogene Eingriffe wie intensive Rohwasserentnahmen sowie Wildbett- und Hochwasserabgaben zurückzuführen, die die Temperaturprofile im Tiefenwasser destabilisieren. Unter diesen Bedingungen ist das Ende der Schichtung schwer exakt zu bestimmen. Die Verwendung eines heuristischen Schwellenwertes von 10 °C über zwei aufeinanderfolgende Tage erlaubt dennoch eine konsistente Quantifizierung des Beginns, während das Ende nur als grober Indikator dient. Die kombinierte Wirkung des früheren Beginns und des leicht späteren Endes führte zu einer Verlängerung der Gesamtdauer der thermischen Schichtung um etwa 3,3 Tage pro Jahrzehnt. Längere Schichtungsperioden stabilisieren die Temperatur- und Sauerstoffgradienten im Tiefenwasser, verlängern anaerobe Bedingungen und erhöhen die Nährstofffreisetzung aus Sedimenten. Damit steigt auch das Risiko für das Auftreten von Cyanobakterienmassenentwicklungen, was für die Wasserqualität von zentraler Bedeutung ist. Die Ergebnisse verdeutlichen auch die Grenzen der Abschätzung in anthropogen genutzten Talsperren. Während der Beginn der Schichtung auf Basis der 3-Meter-Temperatur robust erfasst werden kann, sind kurzfristige Eingriffe wie Wasserentnahmen für das Ende der Schichtung entscheidend und führen zu erhöhter Variabilität. Dennoch lassen sich langfristige, klimatisch bedingte Trends zuverlässig identifizieren, was die Eignung des angewandten Modellansatzes auch für Talsperren mit begrenzter Messdatendichte bestätigt.

Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass mithilfe des semi-empirischen Modells Air2Water und frei verfügbarer meteorologischer Reanalyse-Daten eine verlässliche Abschätzung der Wassertemperatur- und Schichtungsdynamik in Talsperren möglich ist. Auch bei begrenzter Messdatendichte lassen sich tägliche Temperaturverläufe und die daraus abgeleitete Schichtungsdauer annähernd taggenau rekonstruieren. Die Ergebnisse zeigen einen klaren klimabedingten Trend zu längeren Schichtungsphasen und eine Vorverlagerung des Schichtungsbeginns. Diese Veränderungen haben potenziell weitreichende Auswirkungen auf die Wasserqualität, die Sauerstoffverteilung und die Rohwasserbewirtschaftung. Für die Talsperrenbewirtschaftung bietet der vorgestellte Ansatz eine praktikable Grundlage, um klimatische Veränderungen frühzeitig zu erkennen und adaptive Maßnahmen zu entwickeln.

Danksagung

Die Autorinnen und Autoren danken der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT) für die Bereitstellung der umfangreichen Datensätze. s. Shakirin erhielt finanzielle Unterstützung aus dem Projekt KlimPhyt der ATT, J. Feldbauer und T. Petzoldt aus der Fördermaßnahme “Regionale Informationen zum Klimahandeln” (RegIKlim, BMFTR FKZ 01LR 2005A).

Literatur

- Mi, C., Shatwell, T., Kong, X. et al. (2025): Cascading climate effects in deep reservoirs: full assessment of physical and biogeochemical dynamics under ensemble climate projections and ways towards adaptation. *Ambio*, 54, 385–401.
- Kielon, K. (2025, 22. Juli). Zwischen Dürre und Starkregen: Talsperren im Klimastress. MDR Wissen. <https://www.mdr.de/wissen/umwelt-klima/talsperren-klimastress-auswirkung-erwaermung-loesungen100.html>
- Umweltbundesamt. (2025, 7. April). Qualität des Trinkwassers aus zentralen Versorgungsanlagen. In Daten zur Umwelt – Wasserwirtschaft. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/wasserwirtschaft/qualitaet-des-trinkwassers-aus-zentralen>
- Petzoldt, T. et al. (2025). Temperaturtrends in Trinkwassertalsperren – Lassen sich Langzeituntersuchungen verallgemeinern? *WasserWirtschaft*, eingereicht.
- Piccolroaz, S. (2016): Prediction of lake surface temperature using the Air2Water model: guidelines, challenges, and future perspectives. *Advances in Oceanography and Limnology*, 7, 36–50.
- Deutscher Wetterdienst. (2025). HYRAS – Hydrometeorologische Rasterdaten. Abgerufen am 9. November 2025, von <https://www.dwd.de/DE/leistungen/hyras/hyras.html>

restoring systems, not sites: Erkenntnisse aus der Renaturierung am Oberrhein

Thomas Wendt

Universität Strasbourg | ITES, 5 Rue des Descartes, 67000 Strasbourg, twendt@unistra.fr
ENGEES, Manufacture des Tabacs, 1 Cr des Cigarières, 67000 Strasbourg

Keywords: Renaturierung, Erfolgskontrolle, Effizienz, Ländervergleich Deutschland Frankreich

Einleitung

Die Renaturierung am Oberrhein hat in den vergangenen Jahrzehnten eine zentrale Rolle in der wasser- und naturschutzfachlichen Entwicklung gespielt. Für den vorliegenden Beitrag wurden insgesamt 160 Projekte sowie 30 Interviews mit Fachpersonen ausgewertet, um zu beurteilen, in welchem Umfang Renaturierungsmaßnahmen im Untersuchungsraum zu nachhaltigen ökologischen Verbesserungen geführt haben. Der Oberrhein bietet hierfür ein besonders geeignetes Untersuchungsfeld, da er sowohl durch seine historische Nutzung als auch durch die Vielzahl realisierter Maßnahmen eine breite Palette an Eingriffstypen und Zielsetzungen abbildet.

Die zusammengeführten Ergebnisse zeigen, dass sich an vielen Stellen deutliche sichtbare Verbesserungen feststellen lassen. Dennoch erreichen die Maßnahmen häufig nicht die angestrebte systemische Wirksamkeit. Dies äußert sich darin, dass sich ökologische Prozesse wie Sedimentdynamik, Sauerstoffregime oder Habitatentwicklung langfristig nur selten eigenständig stabilisieren. Stattdessen entstehen vielfach Strukturen, deren ökologische Funktionalität ohne regelmäßige Pflege oder Nachsteuerung nicht erhalten bleibt. Aus diesem Grund erscheint eine grundlegende Verschiebung im Verständnis von Renaturierung notwendig: weg von punktuellen Maßnahmen und hin zu einer systemischen Betrachtung, die die ökologischen Prozesse in den Mittelpunkt stellt.

Material und Methoden

Die Untersuchung basiert auf einer umfassenden Analyse von 160 Renaturierungsprojekten entlang des Oberrheins. Als Datengrundlage dienten Planungsunterlagen, technische Berichte, Monitoringdaten und projektbegleitende Dokumentationen. Ergänzend wurden 30 leitfadengestützte Interviews mit Fachpersonen aus Behörden, Planung, Wissenschaft und Verbänden durchgeführt, die wertvolle Einblicke in die Planungslogik, die Zielsetzungen und die wahrgenommenen Erfolgsfaktoren der Maßnahmen liefern.

Die Auswertung erfolgte in mehreren Schritten. Zunächst wurden sämtliche Projekte hinsichtlich ihrer Zielstellungen, Strukturmaßnahmen, erwarteten Funktionen und dokumentierten Wirkungen systematisch kategorisiert. Anschließend wurden die Interviewdaten qualitativ analysiert, um wiederkehrende Muster zu identifizieren, die in den Projektunterlagen nicht oder nur unzureichend dokumentiert waren. Beispiele aus verschiedenen Projekten wurden vertiefend betrachtet, allerdings ausschließlich zu dem Zweck, übergreifende Muster und systemische Zusammenhänge zu erkennen.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (siehe Abbildung 1) erstreckt sich über den gesamten Oberrheinabschnitt zwischen Basel und Bingen. Es umfasst sowohl den Hauptstrom als auch Auenbereiche, Polderflächen, Nebenarme, Altwässer und durch Renaturierung wieder angebundene Gewässerstrukturen. Der Oberrhein ist aufgrund seiner historischen Regulierung, der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und seiner großen Bedeutung für den Hochwasserschutz ein Gebiet mit hohen Anforderungen und Zielkonflikten. Die betrachteten Projekte bewegen sich daher stets im Spannungsfeld zwischen ökologischen Zielsetzungen, wasserwirtschaftlichen Vorgaben und gesellschaftlichen Nutzungsansprüchen.

Ergebnisse

Die umfassende Auswertung der 160 Renaturierungsmaßnahmen zeigt, dass die überwiegende Mehrheit der Projekte zu deutlichen strukturellen Aufwertungen geführt hat. Häufig wurden Uferzonen abgeflacht, Altwässer neu angebunden, Querbauwerke rückgebaut oder hydraulische Rahmenbedingungen verbessert. Diese Eingriffe erzeugen in vielen Fällen sofort sichtbare Veränderungen in der Morphologie und schaffen neue Lebensraumpotenziale. Solche strukturellen Veränderungen werden in der Regel von einem raschen Wiederbesiedeln der Flächen durch verschiedene Artengruppen begleitet, was in den ersten Jahren häufig als ökologischer Erfolg interpretiert wird.

Trotz dieser sichtbaren Verbesserungen zeigt die systematische Analyse jedoch, dass die funktionalen Prozesse, die für ein langfristig stabiles Ökosystem entscheidend sind, oft nicht in gleichem Maße gestärkt werden. Viele Maßnahmen bieten zwar neue Strukturen, doch ohne ausreichende Prozessdynamik – insbesondere im Hinblick auf Sedimenttransport, hydrologische Wechselwirkungen und Sauerstoffhaushalt – können diese Strukturen ihre ökologische Funktion langfristig nicht erfüllen. Ein typisches Muster besteht darin, dass Maßnahmen, die rein strukturell ausgerichtet sind, zwar wertvolle Initialimpulse setzen, aber nicht zu selbsttragenden Systemen führen. So entstehen z. B. Flachwasserzonen oder neue Gewässeranbindungen, die in der Anfangsphase genutzt werden, jedoch durch fehlende Dynamik langsam wieder verlanden oder sich ökologisch homogenisieren.

Ein wiederkehrender Befund ist die starke Diskrepanz zwischen der sichtbaren Strukturentwicklung und der tatsächlichen Funktionalität für Zielarten und ökologische Prozesse. Obwohl viele Maßnahmen in der Lage sind, kurzfristig Populationen von Fischen, Amphibien oder Insekten zu fördern, zeigen die Daten, dass diese Effekte in einem erheblichen Anteil der Fälle nicht über mehrere Jahre hinweg stabil bleiben. Arten, die auf dynamische Prozesse angewiesen sind, etwa solche, die rapide wechselnde Wasserstände oder offene Sedimentflächen benötigen, profitieren oft nur dann, wenn die Maßnahmen großräumigen Prozessraum zulassen. Dies ist jedoch nur selten der Fall.

Ein wichtiger Grund für diese funktionale Instabilität liegt in den begrenzten Flächen, die den natürlichen Prozessen zur Verfügung stehen. Viele Renaturierungsmaßnahmen sind räumlich eingengt und können daher nur ein eingeschränktes Spektrum natürlicher Auenprozesse ermöglichen. In den Interviews wurde wiederholt hervorgehoben, dass „Raum“ eine der zentralen Währungen für erfolgreiche Renaturierung ist. Wo dieser Raum fehlt, bleibt die Wirkung punktuell und technisch geprägt.

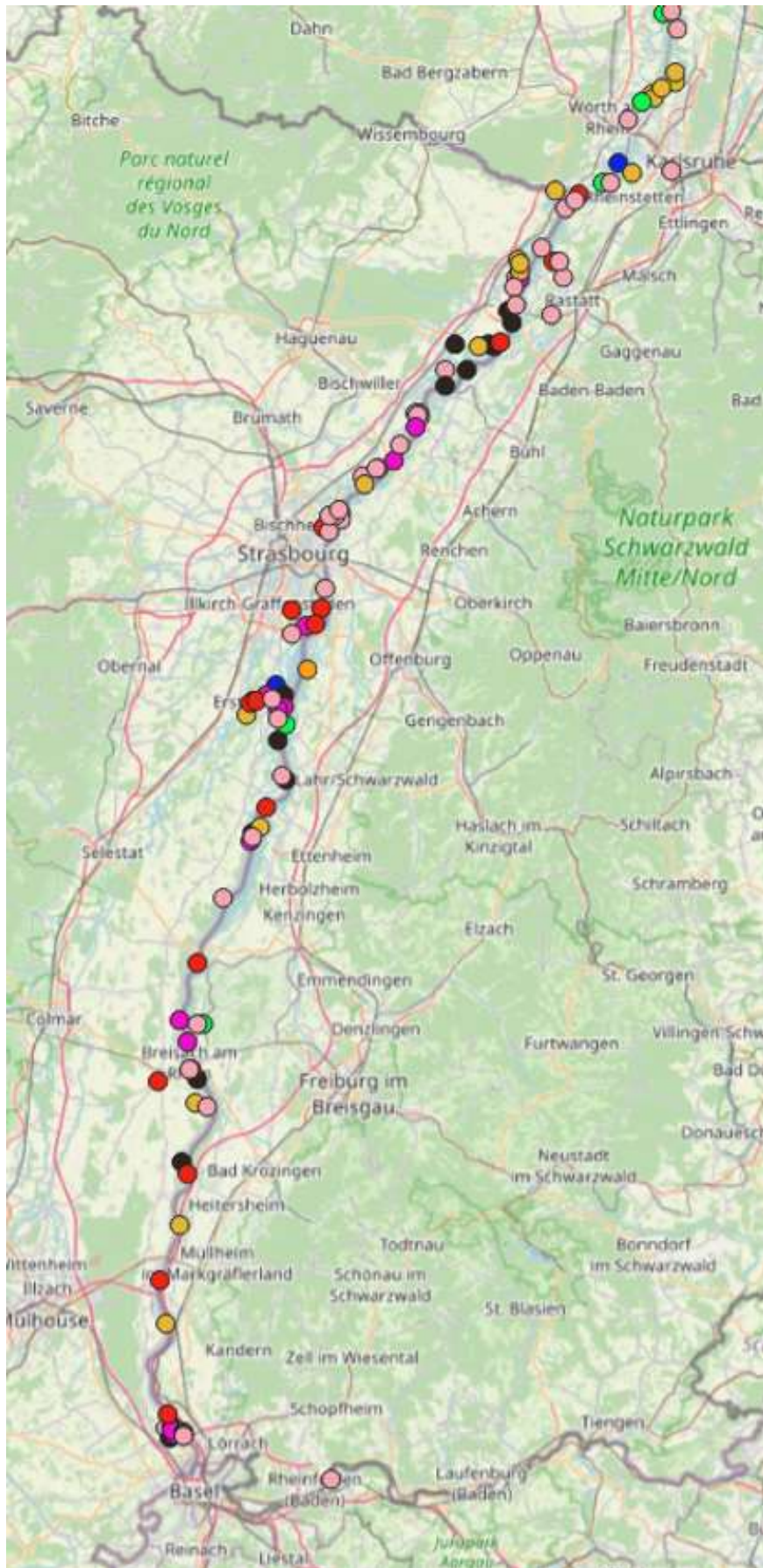


Abb.1: Untersuchte Renaturierungsprojekte am Oberrhein, farblich kodiert nach der Art der entsprechenden Renaturierung.

Darüber hinaus zeigt die Analyse deutliche Unterschiede darin, wie die Projekte konzipiert und bewertet werden. Maßnahmen mit klar definierten Zielarten oder gut sichtbaren strukturellen Elementen werden häufig priorisiert und später als „Erfolg“ wahrgenommen, während funktionale Prozesse wie Retention, Vernetzung oder Stoffumsatz weniger Beachtung finden. Diese Zielsetzung führt dazu, dass Projekte zwar sichtbare Erfolge erzielen, jedoch die eigentliche ökologische Funktionsfähigkeit verfehlen. Die Auswertung belegt zudem, dass in vielen Fällen bereits bei der Planung davon ausgegangen wird, dass bestimmte Prozesse nicht automatisch entstehen, sondern technisch gesteuert werden müssen. Dies spiegelt sich insbesondere in Maßnahmen wider, die auf regelmäßige Pflege angewiesen bleiben und daher nicht als selbsttragende Systeme gelten können.

Ein weiterer zentraler Befund betrifft die zeitliche Dimension der ökologischen Bewertung. Die Monitoringprogramme enden in einem Großteil der Fälle nach spätestens drei Jahren, teils auch früher. Dadurch entsteht ein strukturelles Bewertungsproblem: Viele ökologisch relevanten Prozesse entfalten sich erst mittel- bis langfristig, da sie von der hydrologischen Variabilität, der Entwicklung von Vegetationsstrukturen, der Etablierung von Habitaten oder der Umgestaltung von Sedimenten abhängen. Kurzfristige Monitoringzeiträume erfassen häufig nur die initiale Anpassungsphase nach einer Maßnahme – jedoch nicht die Frage, ob das System nach einigen Jahren tatsächlich stabil funktioniert oder ob die sichtbaren Erfolge wieder zurückgehen. Die Betrachtung der vorhandenen Daten legt nahe, dass ein nicht unerheblicher Anteil der frühen positiven Entwicklungen nach einigen Jahren wieder verloren geht, ohne dass dies dokumentiert oder evaluiert wurde.

Schließlich zeigen die Interviews, dass es viele voneinander isolierte Wissensbestände gibt, die jedoch wenig miteinander vernetzt sind. Wiederholt wurde betont, dass ähnliche Fehler in verschiedenen Projekten mehrfach auftreten und dass erfolgreiche Ansätze nicht systematisch übertragen werden. Während einige Maßnahmen äußerst wirkungsvoll sind, bleiben andere weit hinter ihren Möglichkeiten zurück – nicht aufgrund fehlender Ressourcen, sondern aufgrund fehlender Integration vorhandener Erkenntnisse.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass die Renaturierungsmaßnahmen am Oberrhein wertvolle strukturelle und teilweise auch ökologische Verbesserungen erzielen. Dennoch bleibt der Übergang von Struktur zu Funktion der kritische Punkt, an dem viele Projekte scheitern oder nur eingeschränkte Wirksamkeit entfalten. Um Renaturierung erfolgreich im Sinne selbsttragender Systeme umzusetzen, müssen die Maßnahmen großräumiger, dynamikoffener und prozessorientierter gestaltet werden – und sie benötigen eine längere und konsequentere Erfolgskontrolle, die der ökologischen Realität dynamischer Flusssysteme gerecht wird.

Diskussion

Die Ergebnisse machen deutlich, dass Renaturierungsmaßnahmen am Oberrhein zwar strukturelle Verbesserungen schaffen, diese jedoch nicht zwangsläufig zu funktional stabilen Systemen führen. Viele Projekte erzeugen kurzfristig sichtbare ökologische Erfolge, doch diese hängen häufig von kontinuierlicher Pflege, Steuerung oder Managementmaßnahmen ab. Es besteht daher eine deutliche Diskrepanz zwischen dem baulichen Erfolg und dem ökologischen Erfolg einer Maßnahme. Zu den wesentlichen Ursachen gehören mangelnde Flächenverfügbarkeit, zeitlich begrenzte Monitoringprogramme und die (früher) starke Ausrichtung auf einzelne Zielarten, die die ökologische Gesamtfunktion eines Systems nicht ausreichend abbilden. Eine systemorientierte Perspektive würde dagegen erfordern, dass Prozesse wie Retention, Konnektivität, Sedimenttransport und natürliche Dynamiken als zentrale Erfolgsfaktoren betrachtet werden. Die Auswertung zeigt zudem, dass eine stärkere Integration von Wissensbeständen notwendig ist. Fachpersonen sprechen häufig davon, dass

es „Inseln des Wissens“ gebe, die jedoch nicht miteinander verbunden seien. Ein kontinuierlicher und strukturierter Austausch zwischen Projekten könnte dazu beitragen, typische Fehler zu vermeiden und Erfolgsfaktoren systematischer zu nutzen.

Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass Renaturierungsmaßnahmen am Oberrhein zwar wichtige strukturelle und punktuelle ökologische Verbesserungen ermöglichen, jedoch nur selten die Bedingungen erfüllen, die für funktional selbsttragende Systeme erforderlich wären. Der Erfolg von Renaturierung kann daher nicht allein an der Umsetzung einzelner baulicher Maßnahmen oder dem kurzfristigen Auftreten bestimmter Arten festgemacht werden. Entscheidend ist vielmehr, ob sich ökologische Prozesse langfristig stabilisieren und ohne fortlaufende Eingriffe erhalten bleiben können.

Diese Erkenntnis führt zu der zentralen Schlussfolgerung, dass Renaturierung als systemische Aufgabe verstanden werden muss. Dazu gehören ausreichend Raum für natürliche Prozesse, langfristige Planungshorizonte, breiter angelegte Zielsetzungen sowie Monitoringprogramme, die die zeitliche Dimension ökologischer Prozesse berücksichtigen.

Danksagung

Mein Dank gilt den zahlreichen Behörden, wissenschaftlichen Institutionen und Fachpersonen, die durch ihre umfangreichen Dokumentationen, Projektunterlagen und Interviewbeiträge wesentlich zur vorliegenden Analyse beigetragen haben. Ebenso danke ich den Projektteams, deren Erfahrungen einen wertvollen Einblick in die praktische Umsetzung und die Herausforderungen der Renaturierung am Oberrhein ermöglichen. Ich danke ausserdem der Universität Strasbourg und der ENGEES, sowie meinen Betreuern, die mir durch ihre fachliche und finanzielle Unterstützung diese Doktorarbeit überhaupt ermöglichen.

Literatur

- LIFE2004/D/00025: Technischer Bericht „Lebendige Rheinauen bei Karlsruhe“.
Rheinland-Pfalz: „Die Kollerinsel – ein Kleinod vom Rhein umschlungen“.
Landespflege Freiburg: „Wirkungskontrolle zur Maßnahme Revitalisierung Taubergießen“.
IKSR Bericht Nr. 162-d: „Der Weg zu selbst erhaltenden Populationen von Wanderfischen im Einzugsgebiet des Rheins“.
Erläuterungsbericht Rückhalteraum Wyhl/Weisweil, Planfeststellungsunterlagen vom 18.12.2018.

Using the K index to measure the overall functional diversity by aggregating its multiple facets and application to the phytoplankton of Lake Constance

Laurie Wojcik, Ursula Gaedke, Ellen van Velzen & Toni Klauschies

Ecology and Ecosystem Modelling, University of Potsdam, Germany; wojcik@uni-potsdam.de, gaedke@uni-potsdam.de, velzen@uni-potsdam.de, tklausch@uni-potsdam.de

Keywords: ecosystem functioning, multifaceted diversity, trait diversity, Lake Constance

Introduction

Global change has influenced ecosystems in several ways by e.g. contributing to the biodiversity crisis and disrupting ecosystem functioning (Hooper *et al.*, 2005; Purvis *et al.*, 2019). This led ecologists to develop the field of biodiversity-ecosystem functioning (BEF) relationships (Tilman *et al.*, 1997; Eisenhauer *et al.*, 2019), and thereby diversity indices that can reliably predict ecosystem functions. Functional diversity (the diversity of traits; Mason *et al.*, 2005) is particularly known to be a better predictor of ecosystem functions than species diversity (e.g. Cadotte *et al.*, 2011). Indices of functional diversity have thus become essential tools for ecologists studying BEF relationships, yet it is still a challenge to quantify functional diversity accurately.

Functional diversity is composed of several facets; therefore many indices have been developed to quantify each single facet (e.g. Schleuter *et al.*, 2010; Magneville *et al.*, 2022). Classically, functional diversity is divided into three facets: functional richness (coverage of the feasible trait space), functional evenness (quantifying how evenly distributed the traits and biomass are among species and the trait space) and functional divergence (quantifying the spread around the biomass-weighted mean trait), which together quantify how much of the trait space is covered and how it is filled (Mason *et al.*, 2005; Mouillot *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008). All of these facets of functional diversity are thus essential and can be individually measured, however, we lack an aggregated metric measuring the overall, multifaceted nature of functional diversity.

Among the existing indices measuring a single facet (unifaceted index) or multiple facets (multifaceted index) of functional diversity, all have limitations. For instance, some indices do not behave according to their definition or purpose, while others may only be calculated when at least two or three species or clones are present. Furthermore, certain indices are not easy to compute or to interpret. In the light of this, we developed a multifaceted metric of functional diversity (K) applicable to quantitative traits that circumvents these limitations. Like earlier studies, we considered diversity as the product of its different facets (Mouillot *et al.*, 2005). Hence we define the overall functional diversity as the fourth-root of the product (i.e. the geometric mean) of four different facets: richness, biomass evenness, trait evenness and divergence. Note that biomass evenness and trait evenness are considered as two separate facets rather than together forming a single evenness facet to improve the mechanistic understanding. All facets are maximised when biomasses and trait values are uniformly distributed and the trait space is maximally covered. Our proposed functional diversity index is easy

to calculate, e. g., by using the corresponding R routine, and to interpret, and it can be decomposed into its underlying facets. In this article, we show (i) how our index can be applied to empirical data from the Lake Constance, and (ii) how the decomposition of the K index into its underlying indices provides mechanistic insights into the relative importance of the different facets. The mathematical details of the K index and its correlation with different ecosystem functions are published in *Methods in Ecology and Evolution* (Wojcik *et al.*, 2024a). The content of the next sections was presented in the supplementary information of the corresponding publication.

Material and Methods

Lake Constance is a large (472 km²), deep (mean depth of 101 m), temperate lake located north of the Alps at the intersection of the German, Swiss and Austrian borders. Available plankton data include long-term (from 1979-1998), temporally highly resolved time series of (bi-)weekly biovolume measurements for 36 phytoplankton morphotypes that substantially differ in their functional traits (for a detailed data description see <https://fred.igb-berlin.de/Lakebase>). Matching phytoplankton trait data was compiled in a previous publication (Ehrlich *et al.*, 2020) by gathering monitored cell volume and measured, mean values of other traits from the literature (Bruggeman, 2011). Moreover, plankton dynamics in Lake Constance have been extensively studied, and seasonal dynamics are well understood (Boit & Gaedke, 2014; Gaedke 1998, Vasseur & Gaedke 2007, Weithoff *et al.* 2015). Therefore, we used this dataset to illustrate how to calculate the K index using empirical data.

For Lake Constance phytoplankton, five traits, known to potentially influence species dynamics, are often considered: cell volume (in μm^3), longest linear dimension (LLD in μm), maximum growth rate (in d^{-1}), phosphate affinity (in $\text{L}\cdot\mu\text{mol}\cdot\text{d}^{-1}$), and defence (i.e. 1 - susceptibility to predation, ranging between 0 and 1, unitless). All the traits are continuous, quantitative variables, which allows to calculate K for each of them. In the case of a dataset containing exclusively qualitative traits, other indices of functional diversity should be used, e.g. dendrograms or distance-based metrics together with ordination methods (Laliberté & Legendre, 2010; Mammola *et al.*, 2021). Out of the five traits considered, four are correlated: Cell volume is correlated with LLD, maximal growth rate and defence ($|r_s| \geq 0.46$), whereas phosphate affinity is uncorrelated to the other traits ($|r_s| \leq 0.28$). This indicates that most traits are collinear, thus we computed the K index based only on maximal growth rate and phosphate affinity to avoid redundant information.

First, we standardised the trait values as follows: $T_s = (T_o - T_{\min}) / (T_{\max} - T_{\min})$, where T_s is the standardised value of the trait, T_o is the observed value of the trait, T_{\min} and T_{\max} are the minimal and maximal trait values, that can be determined in different ways. T_{\min} and T_{\max} can correspond to the minimal and maximal trait values for all the species of a community across different sites or through time, or values found in the literature. Here, we used the observed minimal and maximal trait values among the 36 phytoplankton morphotypes. After standardising the trait values, for each date (or site or observation) and each trait, we excluded observations of absent or rare species (i.e. species with a biovolume below the detection threshold, a null or NA value). Then, we ordered the morphotypes' biovolume and trait data by ascending trait values and grouped morphotypes together if their trait values were very similar (i.e. meeting the similarity criterium for trait differences over the standardised trait axis below 1%). Finally, we calculated the relative biovolume for each morphotype, i. e. morphotype biovolume divided by the total biovolume of all morphotypes observed at this date. Note that the measure of the importance of a species can be the relative biovolume, relative abundance or percentage cover in a plot.

Then, we calculated the K index defined as the geometric mean of its four underlying indices – functional richness FRic, biomass evenness BE, trait evenness TE and dispersion Dis – for each trait (Wojcik *et al.*, 2024a), i.e. $K = \sqrt[n]{FRic \cdot BE \cdot TE \cdot Dis}$ with $n=4$ when accounting for all four underlying indices. If only presence-absence data and no biovolume data or any other measure of the importance of a species is available, K can still be quantified using only two of its underlying indices: FRic and TE. In such case, $n=2$, and BE and Dis are not involved in the computation. We present how this can be done in the R_script_Kindex_Lake_Constance.R available online in a Dryad repository (Wojcik *et al.*, 2024b), where K is computed using the *Kindex* function. One important parameter is the *choice_subindices_list*, which enables to include or exclude the four underlying indices of K in the computation. It has four elements and is structured as follows: [FRic, BE, TE and Dis], where each element is 1 if the underlying index is used or 0 if the underlying index is not used by the *Kindex* function. In other words, when the list is [1,1,1,1] then $K = \sqrt[4]{FRic \cdot BE \cdot TE \cdot Dis}$, when the list is [1,0,1,0] then $K = \sqrt[2]{FRic \cdot TE}$, and when the list is [0,1,0,0] the single underlying facet BE is calculated. Note that the n value of the n-th root varies with the number of underlying indices used to compute K. When the dataset contains several, independent traits, it is possible to compute the multidimensional functional diversity in the following way:

$$K_{multi} = \sqrt[z]{\prod_{i=1}^z K_{traiti}}$$

where K_{traiti} is the K index of the i-th trait and z is the number of traits. Each multidimensional subindex underlying K, i.e. FRic, BE, TE and Dis, can be computed in the same manner. In the following, we used $z=2$.

Results and Discussion

Using the Lake Constance dataset at one particular date (August 6th, 1980; cf. Tab. 1) we calculated the multidimensional functional diversity (see Tab. 2). Computations were also done without accounting for the indices depending on biovolume BE and Dis, i.e. $K = \sqrt[2]{FRic \cdot TE}$. This highlights that our index can still estimate functional diversity if biovolume or abundance data is not available.

Finally, we applied our index to the phytoplankton dataset for the entire year 1980 (Fig. 1). If biovolume data are excluded, the timeseries of the K index (dashed, grey line in upper panel) reveals two main periods: intermediate functional diversity in winter and spring, and high functional diversity in summer and autumn. In this case, K values depend on only two underlying indices, functional richness FRic and trait evenness TE. Interestingly, these two indices mostly differ in the same two periods and follow opposite patterns: FRic is intermediate and TE is high in winter and spring, and FRic is high and TE is intermediate in summer and autumn (solid lines in the lower panel of Fig. 1). The shift in diversity indices from one period to the other occurs around the onset of the clear-water phase (vertical line in Fig. 1). It occurs after the phytoplankton spring bloom and is marked by low phytoplankton biomasses and a high grazing pressure from zooplankton. Under such conditions, defended, i.e. grazing-resistant, morphotypes emerge because they get a competitive advantage and thus become dominant without fully outcompeting fast, undefended morphotypes (Sommer *et al.*, 2012). Since these morphotypes are functionally different from the undefended, spring-blooming phytoplankton morphotypes, a larger trait space is covered but it is filled less evenly, thereby explaining that FRic increases, while TE decreases around the clear-water phase.

Tab. 1: Phytoplankton data on August 6th, 1980 in Lake Constance, including by column order: species or morphotype name, biovolume (cm³.m⁻²), relative biovolume (unitless), maximum growth rate r (d⁻¹) and phosphate (P) affinity (in L.μmol.d⁻¹). Biovolume and relative biovolume values were rounded at the third decimal. Trait values were standardised (hence they can be 0) and rounded at the second decimal. Data are available online at Wojcik et al., 2024b.

Morphotype	Biovolume	Relative biovolume	Maximal growth rate r	P affinity
<i>Rhodomonas spp.</i>	3.265	0.144	0.78	0.34
<i>Cryptomonas spp.</i>	0.655	0.029	0.52	0.08
<i>Cryptomonas rostratiformis</i>	0.828	0.036	0.46	0.12
<i>Dinobryon spp.</i>	0.498	0.022	0.27	0.07
<i>Stephanodiscus spp.</i>	0.188	0.008	0.84	0.01
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	0.214	0.009	0.78	0.01
<i>Asterionella formosa</i>	0.395	0.017	0.73	0.03
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1.598	0.071	0.57	0.02
<i>Synedra spp.</i>	0.079	0.003	0.78	0.26
<i>Ceratium hirundinella</i>	6.816	0.301	0	1
<i>Peridinium spp.</i>	0.379	0.017	0	0.08
<i>Pandorina morum</i>	0.045	0.002	0.37	0.03
<i>Staurastrum spp.</i>	0.060	0.003	0.32	0.09
<i>Anabaena spp.</i>	0.237	0.010	0.34	0.68
<i>Aulacoseira spp.</i>	7.411	0.327	0.68	0.01

Tab. 2: Estimation of phytoplankton functional diversity in Lake Constance on August 6th, 1980 (cf. data presented in Tab 1) using K and its four underlying indices functional richness FRic, biovolume evenness BE, trait evenness TE and dispersion Dis. First, we estimated functional diversity for two independent traits, maximum growth rate r and phosphate affinity P, separately, and then multidimensional functional diversity using the two traits together. For that, we used the following formula $K = \sqrt{K_r \cdot K_P}$. The upper part of the table shows the calculations for biovolume-weighted functional diversity, while the lower part is not biovolume-weighted (i.e. BE and Dis are not calculated, hence the corresponding NA values). All values were rounded at the second decimal.

Trait	Weighted by biovolume	K	Underlying indices of K			
			FRic	BE	TE	Dis
r	Yes	0.78	0.84	0.59	0.77	1
P		0.69	0.99	0.62	0.38	1
Multi		0.74	0.91	0.6	0.54	1
r	No	0.8	0.84	NA	0.77	NA
P		0.61	0.61	NA	0.38	NA
Multi		0.7	0.7	NA	0.54	NA

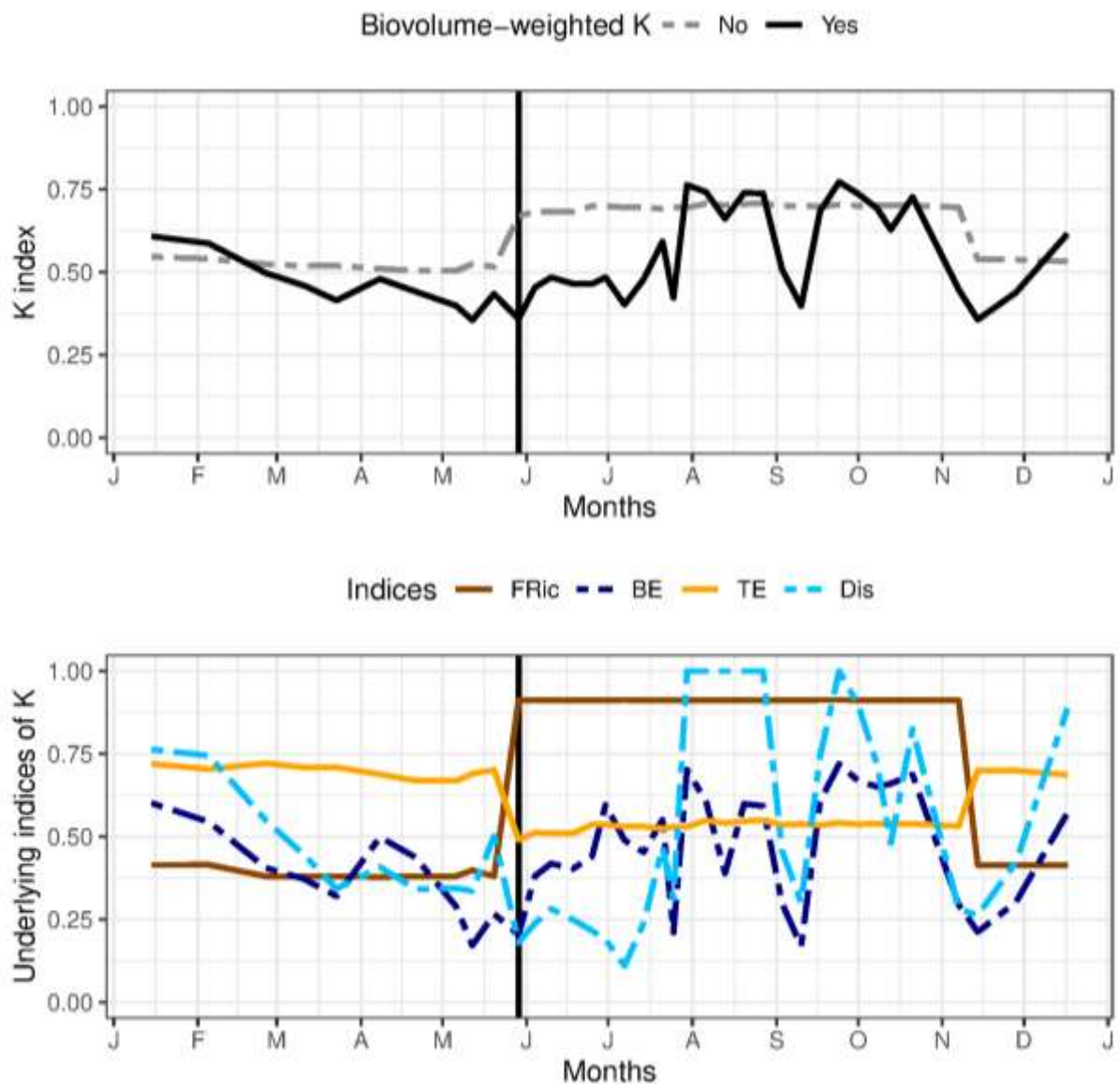


Fig. 1: **Multidimensional functional diversity timeseries of phytoplankton morphotypes in Lake Constance during the year 1980.** Functional diversity was computed with the K index using two traits (maximum growth rate and phosphate affinity). In the upper panel, K is biovolume-weighted (using the four underlying indices; in solid, black line) or not (accounting only for the two underlying indices FRic and TE; in dashed, grey line). In the lower panel K is decomposed into its four underlying indices: functional richness FRic (solid, brown line), biovolume evenness BE (dashed, dark blue line), trait evenness TE (solid, orange line) and dispersion Dis (dashed, light blue line). The vertical line marks the onset of the clear-water phase, that is a typical period in a lake where phytoplankton, after a spring bloom, gets highly grazed by zooplankton, and consequently the water becomes clear (redrawn after the supplementary material of Wojcik *et al.*, 2024a).

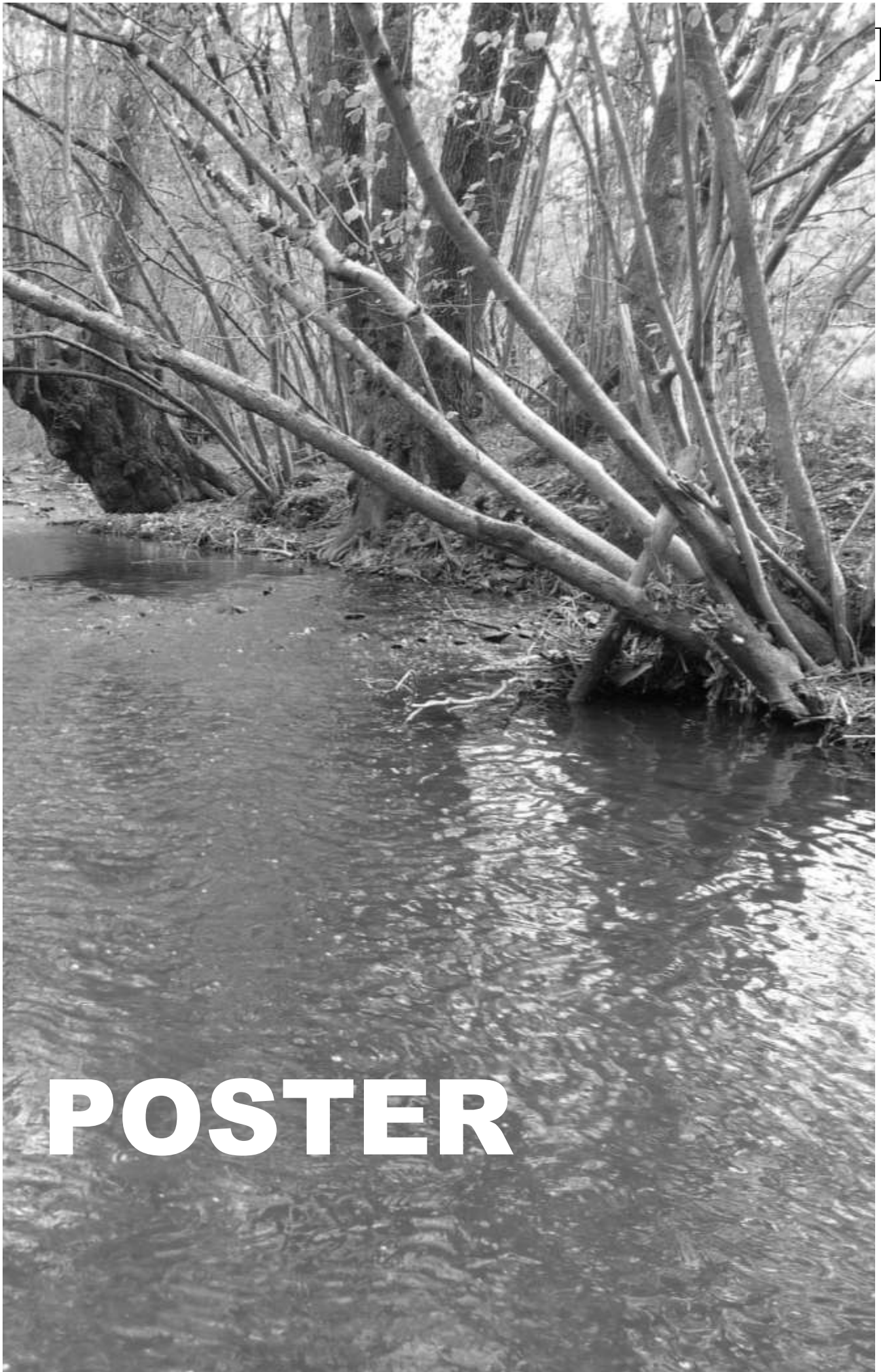
Accounting for the biovolume data increases the temporal variation of K (solid, black line in Fig. 1), particularly in summer and autumn. During this period, we observed two peaks of functional diversity in August and October. They coincide with two peaks in BE and Dis values, while FRic and TE remained rather constant (lower panel in Fig. 1). In August and October, phytoplankton total biovolume also peaked and the species composition shifted due to an increasing dominance of phytoplankton morphotypes with high phosphate affinity and/or low maximum growth rates (e.g.

high biovolume of *Ceratium hirundinella* in Table 1). These morphotypes were already present before their increase in dominance, so FRic and TE remained rather constant in contrast to BE and Dis which increased because the trait distribution became more even and bimodal.

This case study reveals how K can be applied empirically and can capture well-established, seasonal changes in phytoplankton dynamics (Sommer *et al.*, 2012). Moreover, decomposing K into its underlying indices allows a more detailed understanding of such seasonal patterns.

References

- Boit, A., & Gaedke, U. (2014). Benchmarking successional progress in a quantitative food web. *PLoS One*, 9 (2), e90404. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090404>
- Bruggeman, J. (2011). A phylogenetic approach to the estimation of phytoplankton traits 1. *Journal of Phycology*, 47 (1), 52–65. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00946.x>
- Duffy, J. E., Cardinale, B. J., France, K. E., McIntyre, P. B., Thébault, E., & Loreau, M. (2007). The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecology letters*, 10(6), 522-538. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01037.x>
- Ehrlich, E., Kath, N. J., & Gaedke, U. (2020). The shape of a defense-growth trade-off governs seasonal trait dynamics in natural phytoplankton. *The ISME Journal*, 14 (6), 1451–1462. <https://doi.org/10.1038/s41396-020-0619-1>
- Gaedke, U. (1998). Functional and taxonomical properties of the phytoplankton community: Interannual variability and response to reoligotrophication. *Archives for Hydrobiology Special Issues: Advances in Limnology* 53: 119-141.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91 (1), 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Magneville, C., Loiseau, N., Albouy, C., Casajus, N., Claverie, T., Escalas, A., ... & Villéger, S. (2022). mFD: an R package to compute and illustrate the multiple facets of functional diversity. *Ecography*, 2022(1). <https://doi.org/10.1111/ecog.05904>
- Mammola, S., Carmona, C. P., Guillerme, T., & Cardoso, P. (2021). Concepts and applications in functional diversity. *Functional Ecology*, 35 (9), 1869–1885. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13424>
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, 111 (1), 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Sommer, U., Adrian, R., de Senerpont Domis, L., Elser, J. J., Gaedke, U., Ibelings, B., Jeppesen, E., Lüring, M., Molinero, J. C., Mooij, W. M., van Donk, E., & Monika, W. (2012). Beyond the plankton ecology group (peg) model: Mechanisms driving plankton succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 429–448. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160251>
- Vasseur, D. & Gaedke, U. (2007). Spectral analysis unmasks synchronous and compensatory dynamics in plankton communities. *Ecology*, 88, 2058-2071. <https://doi.org/10.1890/06-1899.1>
- Weithoff, G., Rocha, M. R. & Gaedke, U. (2015). Comparing seasonal dynamics of functional and taxonomic diversity reveals the driving forces underlying phytoplankton community structure. *Freshwater Biology*, 60, 758-767. <https://doi.org/10.1111/fwb.12527>
- Wojcik, L. A., Gaedke, U., van Velzen, E., & Klauschies, T. (2024a). Measuring overall functional diversity by aggregating its multiple facets: Functional richness, biomass evenness, trait evenness and dispersion. *Methods in Ecology and Evolution*, 16(1), 215-227. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14470>
- Wojcik, L. A., Gaedke, U., van Velzen, E., Klauschies, T. (2024b). Code and data from: Measuring the overall functional diversity by aggregating its multiple facets: functional richness, biomass evenness, trait evenness, and dispersion [Dataset]. Dryad. <https://doi.org/10.5061/dryad.tmpg4f55r>



POSTER

Einfluss schwimmender Photovoltaikanlagen auf die Phytoplanktonbesiedlung in einem Tagebausee

Stefan Christopher & Dieter Leßmann

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Gewässerökologie,
E-Mail: stefanmaria.christopher@b-tu.de; lessmann@b-tu.de

Keywords: Floating PV, Tagebausee, Phytoplankton

Einleitung

Zur Bekämpfung des Klimawandels ist die Nutzung nachhaltiger Energiequellen z.B. durch Photovoltaikanlagen (PV) unerlässlich. Eine Möglichkeit Photovoltaik zu nutzen, die international immer mehr an Bedeutung gewinnt, sind schwimmende Photovoltaikanlagen (floating photovoltaics, kurz: FPV). Dabei handelt es sich um eine relativ neue Technologie, bei der die PV-Module auf Schwimmkörpern montiert werden. Entsprechend wurden FPV-Anlagen auch in das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2023) mit aufgenommen. Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2025) regelt die Bedingungen für die Installation von FPV-Anlagen. Sie dürfen nur auf künstlichen oder erheblich veränderten Gewässern errichtet werden, wobei eine minimale Distanz zum Ufer von 40 m und ein maximaler Bedeckungsgrad von 15 % einzuhalten sind.

Um das im EEG formulierte Ziel bis zum Jahr 2040 PV-Anlagen mit einer Leistung von 400 GW zu installieren, müssen jährlich Anlagen mit einer Nennleistung von 13 - 21 GWp hinzukommen. Dafür müssen Flächen erschlossen werden; eine terrestrische PV-Anlage mit einer Nennleistung von 1 MWp verbraucht eine Fläche von 1 ha (Cazzaniga & Rosa-Clot 2021). Um Landnutzungskonflikte zu vermeiden, ist es deshalb sinnvoll, Flächen doppelt zu nutzen, indem PV-Anlagen auf bereits genutzten Flächen installiert werden (z. B. auf Gebäuden oder auf künstlichen Gewässern). FPV-Anlagen bieten den Vorteil, dass sie potenzielle Landnutzungskonflikte minimieren, was von Bedeutung ist, da die Landwirtschaftliche Nutzfläche pro Person rückläufig ist.

Das Potenzial von FPV-Anlagen ist in Deutschland im Vergleich mit anderen Lösungen gering und macht nur 1,4 % der gesamten möglichen Nennleistung (3.160 GWp) aus (Enkhardt 2021). Von den 4.474 künstlichen Standgewässern in Deutschland gehen ca. 500 (12,9 %) auf den Braunkohletagebau zurück. Auf Tagebauseen besteht ein technisches Potenzial von 2,74 GWp, wobei die ehemaligen Tagebauregionen in der Lausitz und im Mitteldeutschen Revier besondere Aufmerksamkeit verdienen (Fraunhofer ISE 2020).

In technischer Hinsicht bieten FPV den Vorteil, eine höhere Leistung generieren zu können. Das liegt am kühlenden Effekt des Wassers und an der geringen Beschattung sowie der potenziellen Nutzung des Albedo-Effekts (Garrod et al. 2024). FPV kann dazu beitragen, die Evaporation zu reduzieren, und es wird angenommen, dass das Algenwachstum durch die Abdeckung der Seeoberfläche gehemmt wird (Haas et al. 2020). Die ökologischen Auswirkungen dieser neuen Technologie sind allerdings noch kaum bekannt (Leßmann 2022, Mehl et al. 2024).

Das Projekt PV2Float (pv2float.net), in dessen Kontext die hier präsentierten Untersuchungsergebnisse erarbeitet wurden, zielt darauf ab, u. a. die ökologischen Auswirkungen von FPV-Anlagen auf den Morkasee zu beschreiben und zu quantifizieren. Die Projektpartner sind RWE Renewables Europe & Australia, das Fraunhofer Institut für Solare Energiesysteme (ISE) und die BTU Cottbus-Senftenberg. RWE Renewables und Fraunhofer ISE untersuchen technische und soziale Aspekte, wohingegen sich die BTU mit ökologischen Auswirkungen von FPV-Anlagen befasst. Der vorliegende Beitrag befasst sich mit der Wirkung der FPV-Anlagen auf das Phytoplankton.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Als Versuchsgewässer dient der Morkasee bei Lohsa im Lausitzer Braunkohlenrevier. Der Morkasee ist ein ca. 50 Jahre alter Bergbaufolgesee mit einer Fläche von 231 ha und einem Volumen von 15,4 Mio m³ sowie einer maximalen Tiefe von 22 m, der mit der Kleinen Spree verbunden ist und als Speicher zur Durchflussstützung der Spree bei Niedrigwasser genutzt wird. Der Trophiegrad des Gewässers bewegt sich im Übergangsbereich zwischen mesotroph und eutroph.

FPV-Anlagen

Auf dem See wurden im Sommer 2024 drei FPV-Anlagen (A, B und C) für Versuchszwecke im Bereich der größten Seetiefe errichtet, die sich nur durch die Schwimmkörperkonstruktion unterscheiden und unterschiedliche Abstände zwischen Wasseroberfläche und Solarmodulen aufweisen. Die Leistung pro Anlage beträgt rund 30 kWp. Durch die Anlagen wird jeweils eine Wasserfläche von ca. 200 m² bedeckt. Zu Vergleichszwecken wurde eine Referenzmessstelle im Freiwasser eingerichtet.

Fluoreszenzsonden-Messungen

Für die Bestimmung der Chlorophyll-Konzentration mit Differenzierung nach Algengruppen wurde die FluoroProbe von bbe (Typ: TS) und die Software bbe++ verwendet. Die Sonde wird über die Software bedient und wurde möglichst langsam im Freiwasser bzw. unter den FPV-Anlagen herabgelassen. Die routinemäßigen Messungen fanden zwischen Juli 2024 und Oktober 2025 überwiegend in monatlichen Abständen statt. Die Mächtigkeit der euphotischen Zone wurde mit der Secchi-Scheiber ermittelt.

Ergebnisse

Unterschiede in der Algenbesiedlung zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen waren vor allem auf die Cyanobakterien und Cryptophyta zurückzuführen, die mit einem mittleren Anteil von ca. 58 % bzw. ca. 32 % an der Chlorophyll a-Konzentration im Zeitraum vom 30.01.2025 bis zum 20.10.2025 die häufigsten Gruppen stellten. Ein Vergleich der mittleren Chlorophyll a-Konzentration in der euphotischen Zone zwischen den FPV-Anlagen und der Referenzstelle zeigt am Beispiel der Anlagen B und C die größten Unterschiede im Herbst/Winter. Unter den Anlagen war die Algendichte in diesem Zeitraum niedriger als an der Referenzstelle (Abb. 1 - 3). Im Frühjahr/Sommer konnte dagegen in der Tendenz eine um 5 - 10 µg/L höhere Chlorophyll a-Konzentration unter den FPV-Anlagen beobachtet werden (Abb. 1).

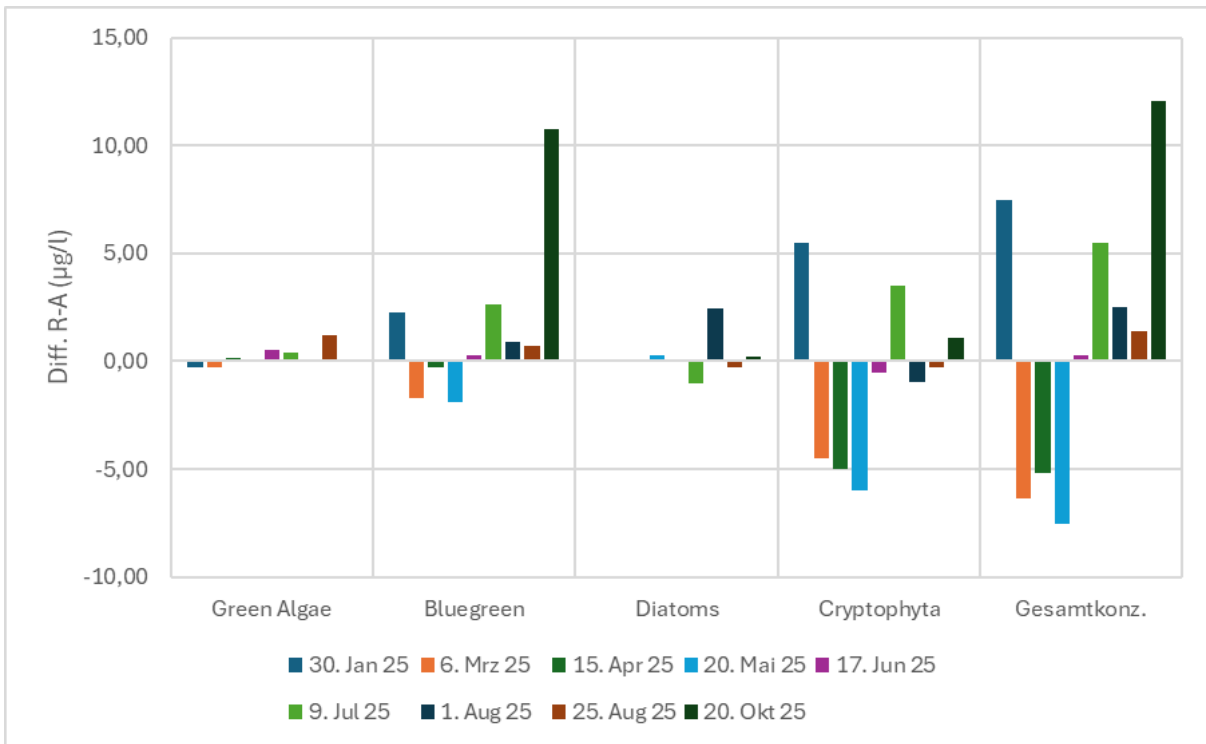


Abb. 1: Unterschiede in der Gesamtchlorophyll-Konzentration und bei verschiedenen Algengruppen zwischen der Referenzstelle und der FPV-Anlage A im zeitlichen Verlauf.

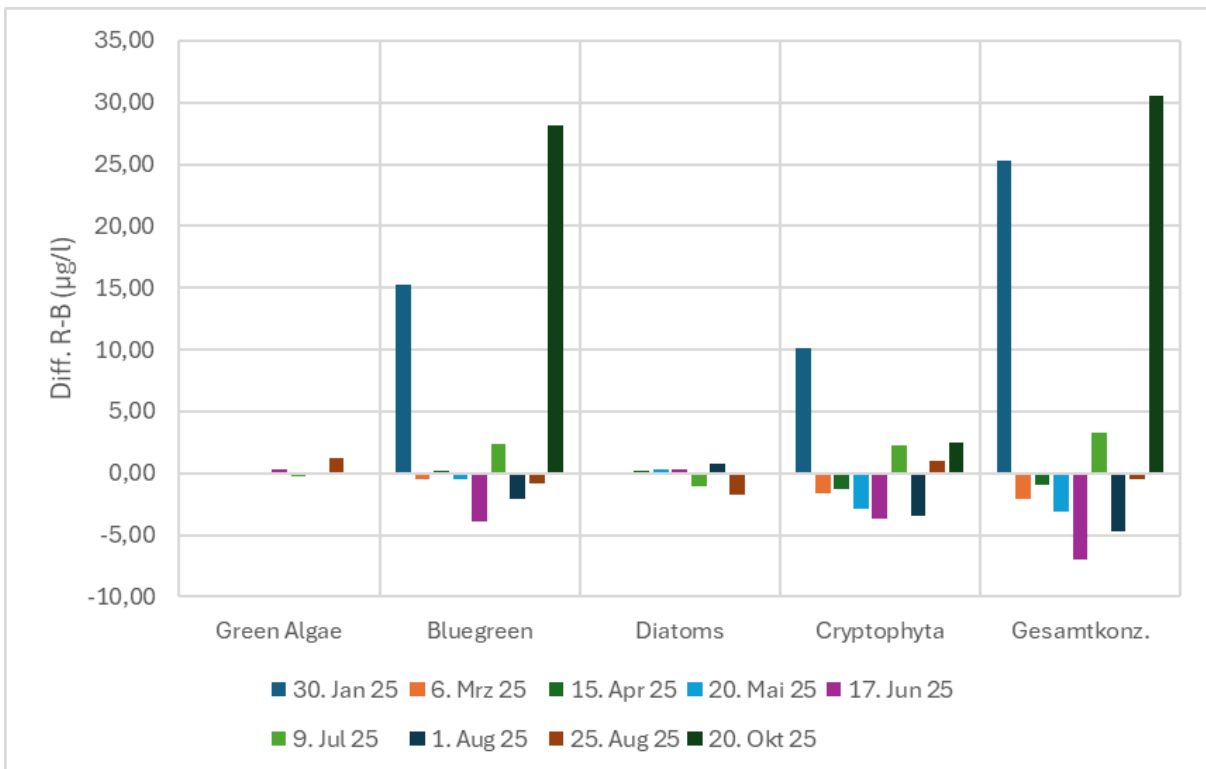


Abb. 2: Unterschiede in der Gesamtchlorophyll-Konzentration und bei verschiedenen Algengruppen zwischen der Referenzstelle und der FPV-Anlage B im zeitlichen Verlauf.

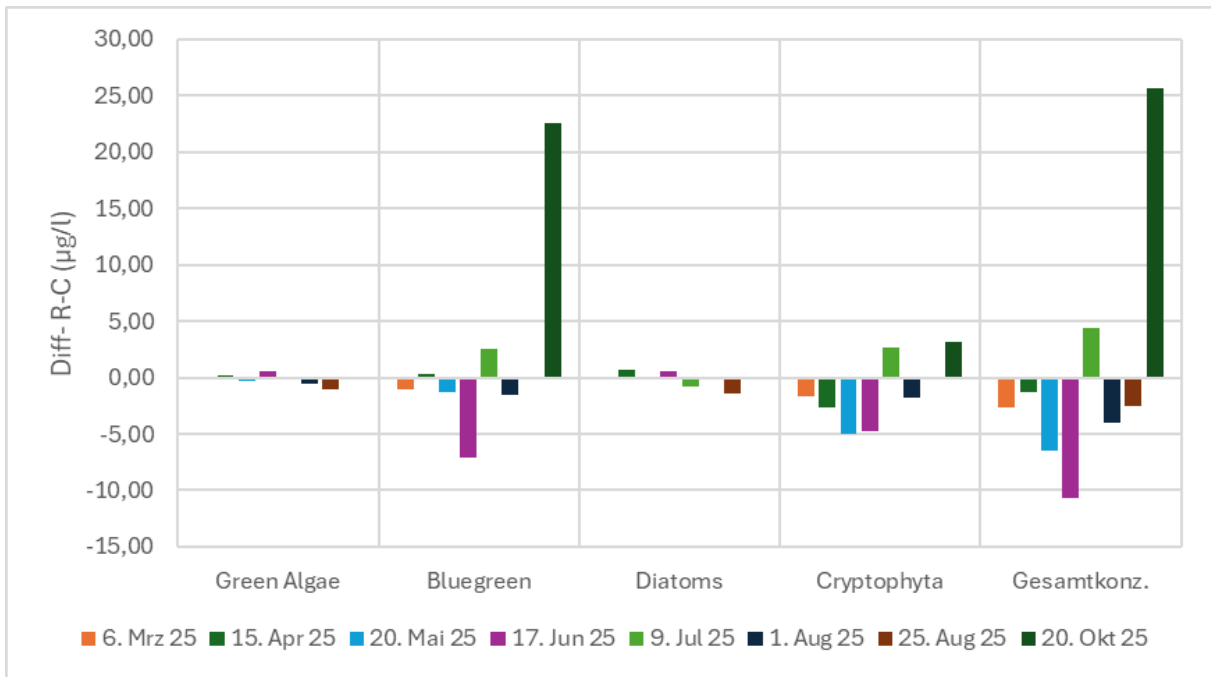


Abb. 3: Unterschiede in der Gesamtchlorophyll-Konzentration und bei verschiedenen Algeengruppen zwischen der Referenzstelle und der FPV-Anlage C im zeitlichen Verlauf.

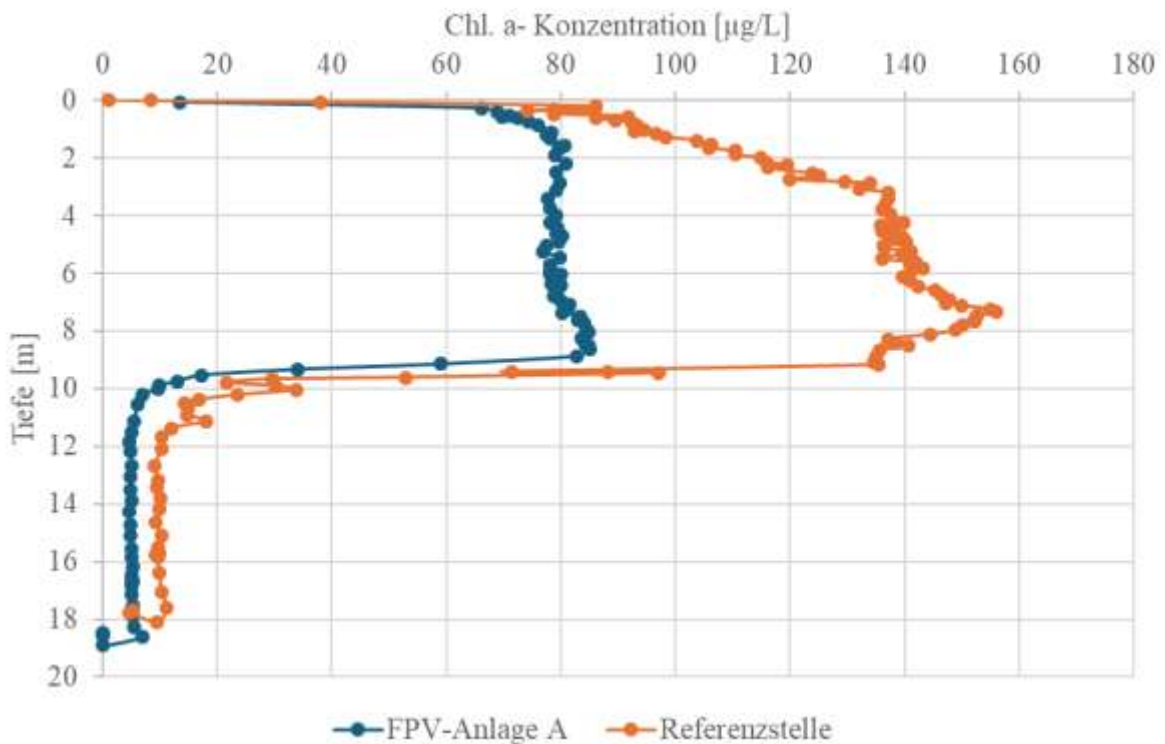


Abb. 4: Chlorophyll a-Tiefenprofil unter Anlage A vom 20.10.2025.

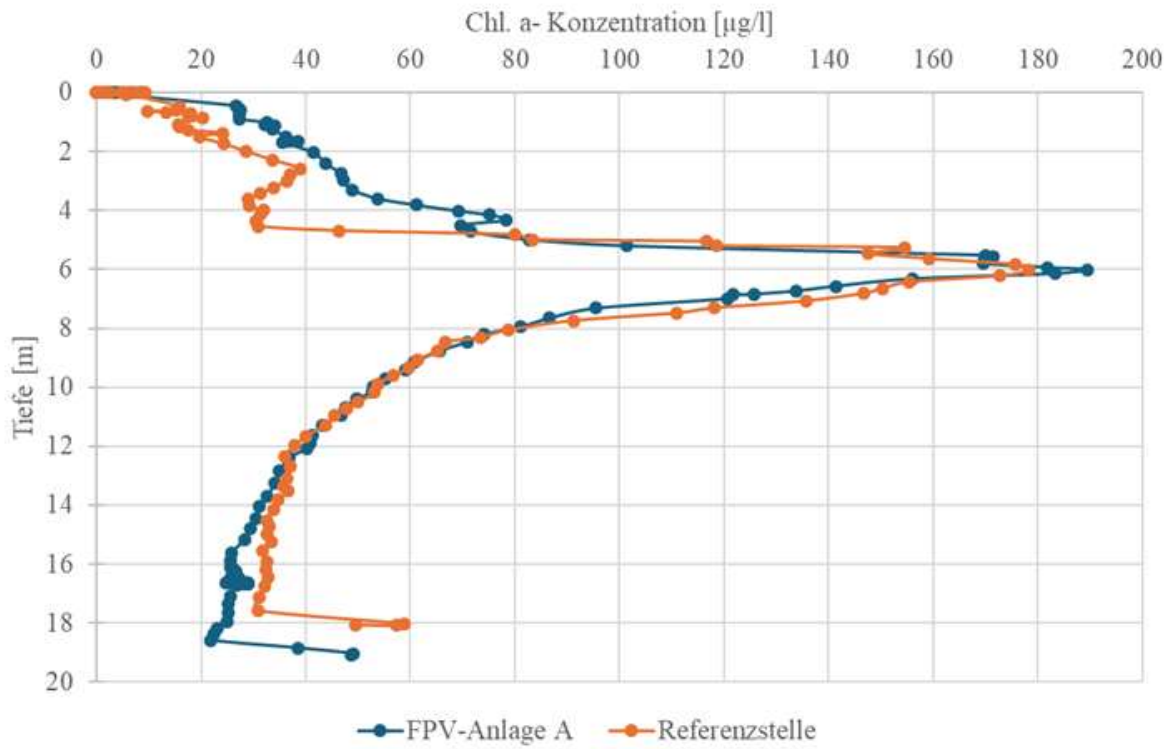


Abb. 5: Chlorophyll a-Tiefenprofil unter Anlage A vom 20.05.2025.

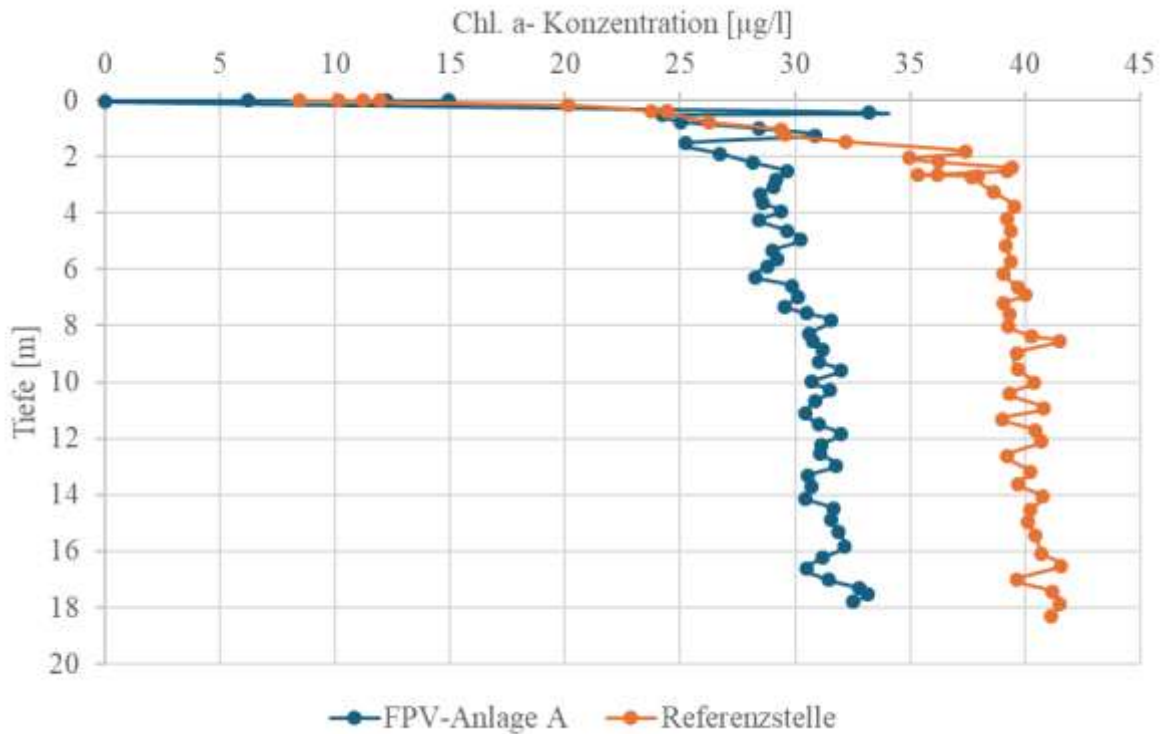


Abb. 6: Chlorophyll a-Tiefenprofil unter Anlage A vom 30.01.2025.

Bei der Betrachtung der Tiefenprofile zeigt sich am 20.05.2025 sowohl an der Referenzstelle als auch unter der FPV-Anlage A ein ausgeprägtes Tiefenchlorophyllmaximum in 6 m Tiefe (Abb. 5). Dabei war allerdings eine etwas höhere Chlorophyll a-Konzentration in der euphotischen Zone unter der FPV-Anlage zu beobachten als an der Referenzstelle. Während der Vollzirkulation zeigte sich eine um ca. 10 µg/L geringere Chlorophyll a-Konzentration unter der FPV-Anlage als an der Referenzstelle über die gesamte Seetiefe (Abb. 6). Am 20.10.2025 war der Unterschied in der Chlorophyll a-Konzentration zwischen der Referenzstelle und der FPV-Anlage A besonders groß (Abb. 4).

Schlussfolgerungen

Die Unterschiede in der Chlorophyll a-Konzentration der Fluoreszenzsonden-Messungen zeigen, dass es durch die FPV-Anlagen zu Veränderungen der Algen-Tiefenverteilung kommen kann. Vor allem im Frühjahr/Sommer können einen niedrigeren Lichtbedarf aufweisende Cyanobakterien und Cryptophyta vorteilhafte Bedingungen unter den FPV-Anlagen vorfinden. Diese Effekte sind allerdings relativ gering. Anders stellt es sich im Winterhalbjahr dar, wenn die Unterschiede zur Referenzstelle deutlich größer sind. Hier hat die Beschattung durch die FPV-Anlagen einen negativen Effekt auf die Algenpopulation. Unter Vollzirkulationsbedingungen blieb die Chlorophyll a-Konzentration über die gesamte Tiefe weitestgehend gleich, wohingegen sich im Sommer ein Tiefenchlorophyllmaximum (DCM) im Metalimnion einstellte. Dessen Tiefenlage wurde von der FPV-Anlage nicht beeinflusst.

Da die Anlagen selbst klein sind (ca. 200 m²) und eine Messung direkt unter den Anlagen teilweise durch die Schwimmkörper oder Solarpanelen behindert wird, können einige Effekte unterschätzt worden sein. Eine weitere Unsicherheit ergibt sich aus windinduzierten Strömungen, die zu den einzelnen Messterminen unterschiedlich sein konnten.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei Ingo Henschke für die Unterstützung bei den Messungen. Das Projekt PV2Float wird gefördert vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWE, vormals BMWK) aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestags.

Literatur

- Cazzaniga, R., Rosa-Clot, M. (2021): The booming of floating PV. *Solar Energy* 219, 3–10.
- EEG (2023): Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066), das zuletzt durch Artikel 6 des Gesetzes vom 4. Januar 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 6) geändert worden ist.
- Enkhardt, S. (2021): Für 100 Prozent Erneuerbare und Klimaneutralität braucht Deutschland bis zu 446 Gigawatt Photovoltaik. *pv magazine*, 6. August 2021
- Fraunhofer ISE (2020): Fraunhofer ISE analysiert Potenzial für Solarkraftwerke auf Braunkohle-Tagebauseen. *Presseinformation*, 03.02.2020.
- Haas, J., Khalighi, J., de La Fuente, A., Gerbersdorf, S.U., Nowak, W., Chen, P.-J. (2020): Floating photovoltaic plants: Ecological impacts versus hydropower operation flexibility. *Energy Conversion and Management* 206, 112414.
- Leßmann, D. (2023): Neue Herausforderungen durch die Energiewende für den Gewässerschutz in Deutschland – Gewässerthermie und schwimmende Photovoltaik. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Ergebnisse der Jahrestagung 2022 (Konstanz), Essen*, 89-94.
- Mehl, D., Mehl, C., Kühl, A.-R., Johnson, D., Bunzel, K. (2024): Schwimmende PV-Anlagen: Auswirkungen auf Arten, Lebensräume und Landschaftsbild (und Ansätze zur Vermeidung). *BfN-Schriften* 685, 165 S.

Rosa-Clot, Marco (2017): Submerged and Floating Photovoltaic Systems. Modelling, Design and Case Studies. Elsevier Science, Saint Louis.

WHG (2025): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 12. August 2025 (BGBl. 2025 I Nr. 189) geändert worden ist.

Erfassung der Sedimentmächtigkeit in Kleingewässern

Franziska Horn¹ und Jacqueline Rücker²

¹ WERTEC GmbH, Riedstr. 10, 09117 Chemnitz. franziska.horn@wertec.com

² BTU Cottbus-Senftenberg, FG Gewässerökologie, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow. j.ruecker@b-tu.de

Keywords: Seenrestaurierung, Calciumperoxid, Verschlämmung, Wassertiefe, Sedimentfestigkeit, GIS-gestützte Messverfahren

Einleitung

Die Erhaltung und Sanierung von Kleingewässern zur Wahrung von Retentionsräumen und Habitaten gewinnt immer mehr an Bedeutung. Kleingewässer beherbergen 70 % des regionalen Süßwasserartenpools (IGB 2023) und sind wichtige Hotspots der biologischen Vielfalt. Vor allem in Städten beeinflussen sie das lokale Mikroklima positiv. Zunehmende Eutrophierung und Verlandung gefährden die Existenz zahlreicher Kleingewässer. Nach Schätzungen sind 50 – 90 % in Europa im letzten Jahrhundert verschwunden (IGB 2023). Für die Planung und Erfolgskontrolle von Erhaltungs- und Restaurierungsmaßnahmen spielt die Erfassung der Sedimentmächtigkeit und des vorhandenen Wasservolumens eine zentrale Rolle. Das ist jedoch keine triviale Aufgabe, und eine standardisierte Vorschrift (DIN-Verfahren) für die Bestimmung der Sedimentmächtigkeit existiert nicht.

Im Rahmen des ZIM-Kooperationsprojektes „Schlamm-TEC“ wurde 2023 und 2024 in 16 Kleingewässern ein Calciumperoxid (CaO₂)-basiertes Gewässertherapieprodukt (CGP) ausgebracht und seine Wirkung untersucht (vgl. Rücker et al. 2025, 2026). Das Prinzip der CGP-Behandlung beruht auf der langsamen Freisetzung von molekularem Sauerstoff aus dem CaO₂ direkt an der Sedimentoberfläche. Durch die verbesserte Sauerstoffversorgung an der Wasser-Sediment-Kontaktzone soll die Aktivität aerober Mikroorganismen angeregt und damit der Abbau des akkumulierten Detritus erhöht werden (Ulrich et al. 2020). Der erwünschte Effekt ist also eine Verringerung des Schlammvolumens bzw. eine Zunahme der Wassertiefe.

Um diese Effekte zu quantifizieren, wurden verschiedene Ansätze zur Bestimmung der Sedimentmächtigkeit getestet und vergleichend analysiert. Dabei kamen sowohl manuelle Messmethoden, wie Lotung der Wassertiefe und Einrammen einer Messlatte, als auch bildgebende Verfahren, wie die Anwendung von Echolot-ausgestatteten unbemannten Vermessungsbooten sowie Drohnen zum Einsatz. Ziel war eine möglichst präzise Erfassung der räumlichen und zeitlichen Veränderung der Sedimentmächtigkeit, was angesichts einer heterogenen Sedimentverteilung, unterschiedlicher Sedimentbeschaffenheit oder dem Vorhandensein von Unterwasservegetation oder Totholz eine große Herausforderung darstellt, und das umso mehr, da Änderungen der Sedimentmächtigkeit oft nur im Zentimeterbereich zu erwarten sind. In diesem Beitrag werden erste Ergebnisse vorgestellt und die Vor- und Nachteile der verschiedenen Messmethoden erläutert.

Methoden

Eine ausführliche Beschreibung zur Auswahl und Beschaffenheit der Untersuchungsgewässer sowie zum Monitoringprogramm des Schlamm-TEC-Projektes findet sich bei Rücker et al. (2026; dieser Band). Die im Folgenden erläuterten händischen Messmethoden zur Bestimmung von Sedimentmächtigkeit und Wassertiefe kamen in allen Projektgewässern zum Einsatz, mindestens einmal vor der Ausbringung des CGP und nach ca. 6 Monaten sowie im ersten Quartal des Folgejahres, bei einigen Gewässern zusätzlich ca. 8 Wochen nach der Behandlung. Die händischen Messungen stellen im Gegensatz zu den GPS-gestützten, bildgebenden Verfahren Punktmessungen dar. Sie wurden stets an mindestens drei Messpunkten pro Gewässer durchgeführt.

Manuelle Methoden (Punktmessungen)

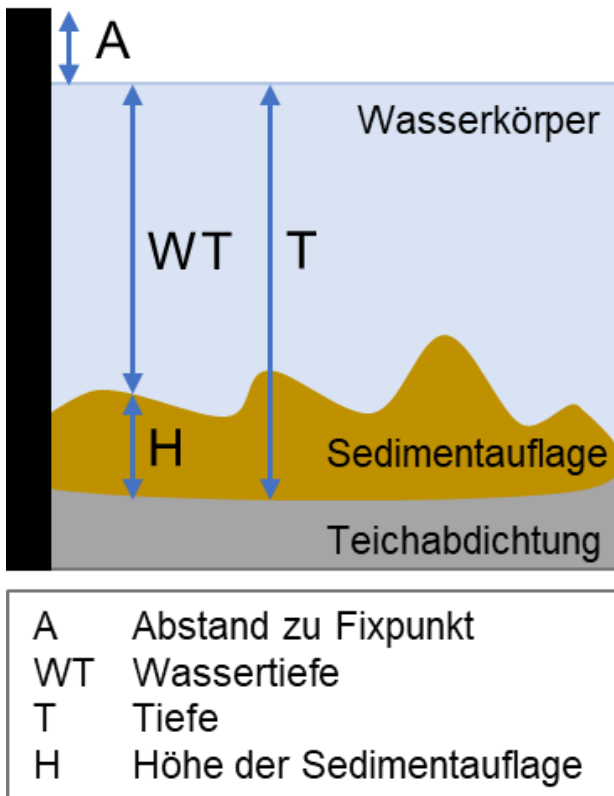


Abb. 1: Bestimmung der Sedimentmächtigkeit nach Methode A und B.



Abb. 2: Ermittlung der Sedimentauflage im Sedimentstechrohr (Methode C). Der Pfeil markiert die Oberkante der Teichabdichtung aus Ton.

Methode A: (Messlatte + Lot)

Eine Messlatte wird kraftvoll in das Sediment gedrückt. Angenommen wird, dass damit die Teichabdichtung erreicht, jedoch nicht durchstochen wird. Die Höhe der Wasseroberfläche (Tiefe T, Abb. 1) wird notiert. Anschließend wird eine Scheibe mit Maßband langsam in das Wasser herabgelassen bis sie auf der Sedimentoberfläche aufliegt und die Wassertiefe bestimmt (Wert WT). Aus der Differenz der Tiefe T und der Wassertiefe WT ergibt sich die Höhe der Sedimentauflage H über der Teichabdichtung.

Methode B: (Fixpunkt + Lot)

Es wird der Abstand A (Abb. 1) der Wasseroberfläche zu einem Fixpunkt am Ufer oder im Wasser (z. B. Mönch oder Pegellatte) notiert. Anschließend wird die Wassertiefe wie in Methode A durch

das Auflegen der Scheibe ermittelt. Über einen Zeitraum kann mittels der Summe des Abstandes A und der Wassertiefe WT die Veränderung der Sedimentauflage anhand der Höhenänderung des freien Wasserkörpers ermittelt werden.

Methode C: (Sedimentstechrohr)

Ein Sedimentstecher (UWITEC GmbH, Mondsee, Österreich) wird in das Sediment gedrückt. Anhand der Sedimenthöhe im Stechrohr kann die Sedimentauflage über der Teichabdichtung, die meist aus Ton besteht und sich in Farbe und Konsistenz vom organisch geprägten Sediment unterscheidet, ermittelt werden (Abb. 2).

Automatisierte, GPS-gestützte, flächendeckende Messmethoden:

Die flächendeckenden Methoden kamen erst gegen Ende der Projektlaufzeit an ausgewählten Gewässern zu Test- und Vergleichszwecken zum Einsatz.

Methode D: (Drohne + Echolot)

Die Sedimentkartierung mit Hilfe einer Drohne (DJI M300), die einen Echolotgeber unter der Wasseroberfläche zieht, wurde vom Drones Team Chemnitz UG (haftungsbeschränkt) (www.drones-chemnitz.team) durchgeführt. Für die Pilotstudie wurde der Ulrichsteich in Leipzig ausgewählt (Fläche des Hauptbeckens ca. 2 ha, maximale Tiefe ca. 1,4 m; Rücker et al. 2026). Das Gewässer wurde am 08.05.2023 sowie am 14.05.2025 mit dem CPG behandelt. Zur Untersuchung von möglichen Veränderungen in der Sedimentfestigkeit und -höhe wurden zwei Befliegungen am 16.02.2024 und 06.12.2024 durchgeführt. Das Echolot (EchoLogger ECT D052) arbeitete mit zwei Frequenzen (30/200 kHz, 50/200kHz). Die Datenauswertung und Kartenerstellung erfolgte durch Drones Team Chemnitz UG (haftungsbeschränkt). Parallel zur Drohnenbefliegung wurden am 05.02.2024 und am 06.12.2024 die Wassertiefe und Sedimentmächtigkeit an einzelnen Punkten mit den Methoden A, B sowie C bestimmt.

Methode E: (autonomes Vermessungsboot + Echolot)

Ein von der TechAdVision GmbH (<https://www.techadvision.com>) entwickeltes autonomes Vermessungsboot (Seascape Topo) wurde an mehreren Gewässern, u. a. auch am 08.01.2025 am Ulrichsteich getestet. Das Boot war mit einem Echolotgeber (Lowrance Elite FS) ausgestattet, der mit Primär- und Sekundärkanälen sowie Sidescan arbeitet, sodass die Tiefe der Sediment-Wasser-Grenze, aber auch Schichten mit unterschiedlichen Sedimentfestigkeiten detektiert werden können. Die Auswertung und Kartenerstellung erfolgte mit Hilfe der Software ReefMaster 2.0 durch die Firma TechAdvision GmbH.

Ergebnisse und Diskussion

Vergleich von Methoden zur Ermittlung der Sedimentmächtigkeit

Die Karte in Abbildung 3 zeigt die Sedimenthöhen, die am 06.12.2024 durch Echolotkartierung mittels Drohnenbefliegung (Methode D) im Hauptbecken des Ulrichsteichs ermittelt wurden. Die Ziffern geben die Nummern der Messstellen an, wo am selben Tag die Sedimenthöhen und die Wassertiefen mit den drei manuellen Messmethoden bestimmt wurden. Die Kartendarstellung lässt erkennen, dass die Sedimentmächtigkeit im zentralen Bereich des Seebeckens relativ gleichmäßig ist. Die Höhe der Sedimentauflage betrug dort zwischen 30 und 50 cm. An der südlichen Seite (bei Stelle 10) gab es im Vergleich zum nördlichen Ufer einen breiteren Streifen (ca. 25 m), wo Sedimenthöhen zwischen 15 und 25 cm ermittelt wurden (grüne und gelbe Farbtöne in Abb. 3).

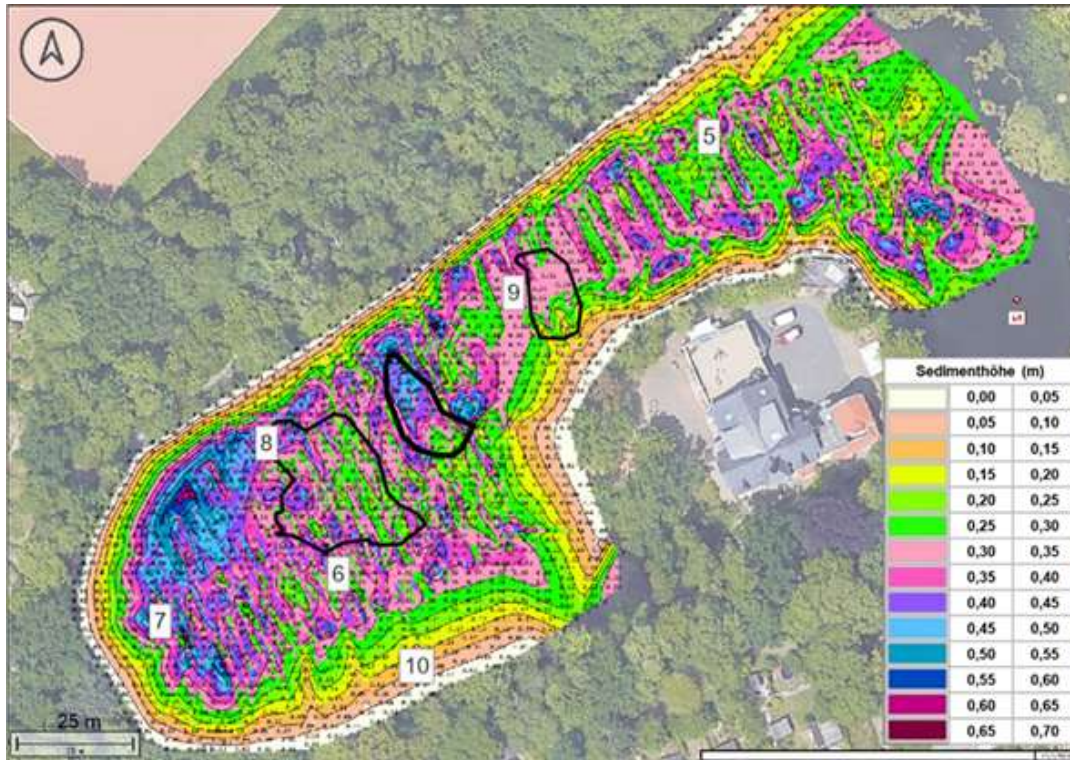


Abb. 3: Kartendarstellung der Sedimenthöhe im Ulrichsteich, Leipzig als Ergebnis der Drohnenbefliegung (Methode D) am 06.12.2024. Kartenerstellung: Drones Team Chemnitz UG (haftungsbeschränkt); modifiziert. Die Ziffern geben die Lage der Messpunkte für Wassertiefen und Sedimenthöhen mit den manuellen Methoden an. Die schwarz umrandeten Flächen beziehen sich auf Abb. 4.

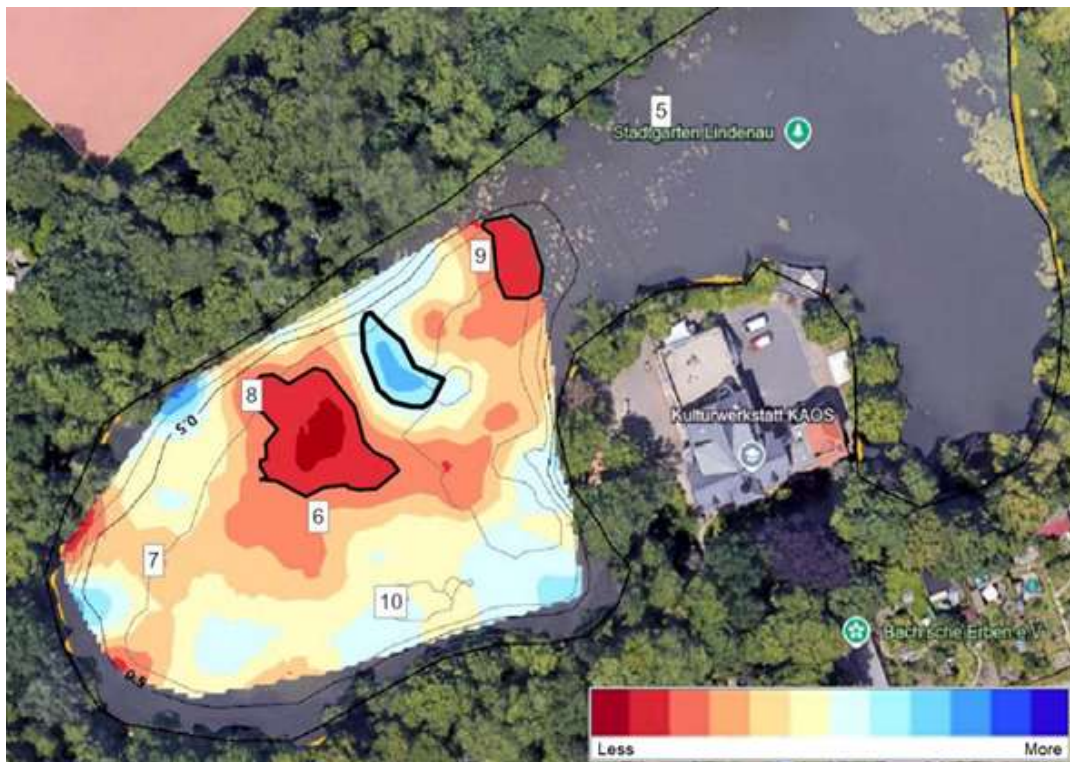


Abb. 4: Sedimentfestigkeit ermittelt durch die Kartierung mittels Vermessungsboot am 08.01.2025. Kartenerstellung: TechAdvision GmbH; modifiziert. Rote Farbtöne stehen für festeres, blaue für weiches Sediment. Zu Vergleichszwecken wurden zwei härtere und ein weicherer Bereich schwarz umrandet, die ebenfalls über die Karte in Abb. 3 gelegt wurden. Messpunkte wie in Abb. 3.

In Abbildung 4 sind Sedimentfestigkeiten (Bodenhärten) dargestellt, die am 08.01.2025 durch die Befahrung mit dem autonomen Vermessungsboot ermittelt wurden. Mit den schwarzen Linien wurden Bereiche markiert, die in Auswertung der Kartierung mit dem Boot (Abb. 4) entweder als relativ hart oder in der Mitte als relativ weich charakterisiert wurden. Diese Linien wurden mit Hilfe der Software ArcGIS von ESRI über die Karte mit den Sedimenthöhen in Abbildung 3 gelegt. Es zeigt sich eine Übereinstimmung dahingehend, dass die Höhe der Sedimentauflage (Abb. 3) in den Bereichen, die in Abbildung 4 als härter charakterisiert wurden, geringer war. Analog detektierten beide Verfahren einen relativ weichen Bereich mit einer mächtigeren Sedimentauflage dazwischen. Für die Randbereiche wurden mit dem Vermessungsboot (Abb. 4) abwechselnd härtere und weichere Sedimentfestigkeiten festgestellt. Die Ergebnisse der Drohnenkartierung (Abb. 3) zeigten ein eher homogenes Erscheinungsbild. Dazu muss angemerkt werden, dass die Ungenauigkeiten in den Randbereichen durch Untiefen und den Einfluss von Ufergehölzen größer sind als auf der offenen Wasserfläche. Die TechAdvice GmbH gibt in ihrem internen Untersuchungsbericht für die untersuchte Teilfläche des Ulrichsteichs ein Sedimentvolumen von 4 865 m³ für den Tiefenbereich von 0 bis 0,5 m (entspricht 11 345 m²) sowie 4 969 m³ für den Tiefenbereich 0,5 bis 1 m Wassertiefe (entspricht 19 003 m²) an (Hamm, pers. Mitt.).

In Abbildung 5 werden die manuell ermittelten Sedimenthöhen den Ergebnissen der Drohnenbefliegung gegenübergestellt. Beim Vergleich der beiden manuellen Methoden zeigt sich, dass im Sedimentstechrohr (Methode C) stets eine geringere Sedimenthöhe ermittelt wurde als mit der Messlatte, die in das Sediment gedrückt wurde (Methode A). Als Ursache dafür wird angenommen, dass zum einen die Messlatte (anders als erwartet) in die Teichabdichtung eingedrückt wurde, während sie im Stecher klar zu erkennen war (Abb. 2). Die Eindringtiefe der Messlatte hängt vor allem von der physischen Kraft ab, die der Probenehmer aufwendet. Außerdem ist die fehlende Sichtkontrolle ein Problem, weshalb ein Aufliegen des Lotes auf submersen Makrophyten oder Totholz nicht ausgeschlossen werden kann. Die Ergebnisse der Drohnenkartierung (Methode D) ergaben ebenfalls stets geringere Sedimenthöhen als Methode A mit der Messlatte.

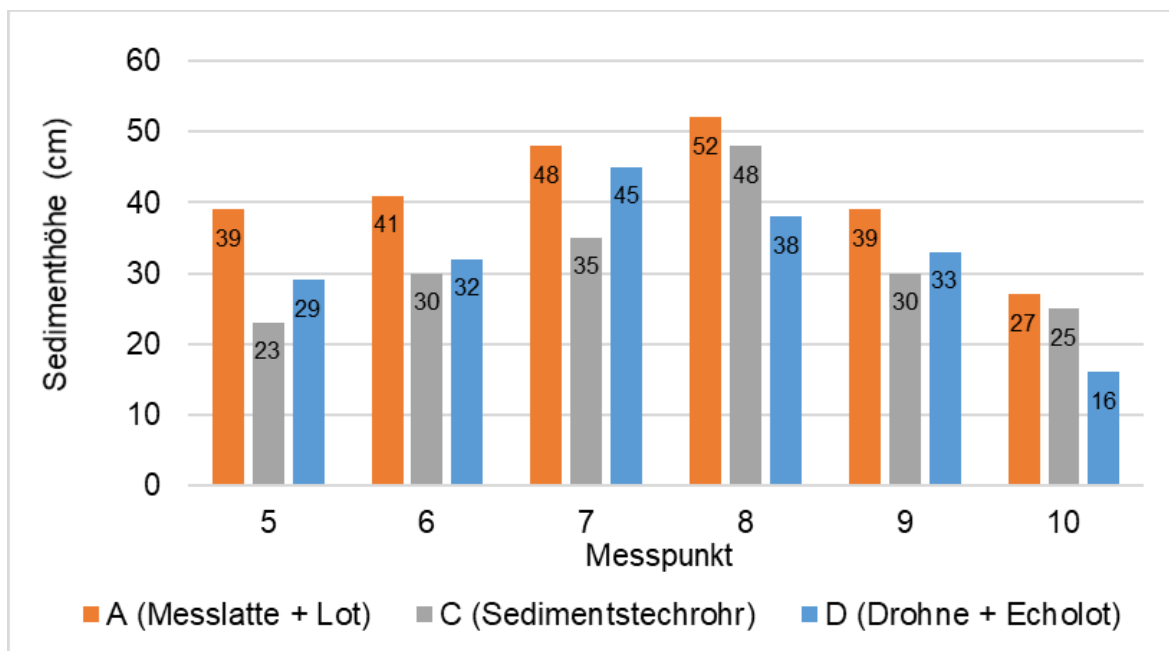


Abb. 5: Sedimenthöhen ermittelt mit den manuellen Methoden A und C (Punktmessungen) sowie mittels Drohnenbefliegung (flächendeckende Methode D) am 06.12.2024 im Ulrichsteich, Leipzig.

Die Lage der Messpunkte ist Abbildung 3 oder 4 zu entnehmen. Bei Methode C ist es möglich, dass das Sediment durch den Stechvorgang im Sedimentrohr komprimiert wurde. Die Unterschiede zwischen Methode C und D sind unterschiedlich. Für Stelle 8 und 10 ergab die Drohnenkartierung eine geringere Sedimenthöhe als die Untersuchung mit dem Sedimentstecher, für die übrigen Stellen war es genau anders herum.

Vergleich von Methoden zur Ermittlung der Wassertiefe

Die Karte in Abbildung 6 stellt die Wassertiefe im Ulrichsteich dar. Die Isobathen wurden auf Basis einer Befahrung mit dem autonomen Vermessungsboot (Methode E) am 08.01.2025 ermittelt. Der östliche Teil des Hauptbeckens konnte nicht befahren werden. Daher ist der obere Teil des Gewässers rot eingefärbt. Die Wassertiefe betrug im zentralen, blau eingefärbten Bereich 0,5 bis 1,0 m Tiefe. Als maximale Tiefe wurde 1,08 m ermittelt. Die 0,5 m-Tiefenlinie ist etwas dicker gezeichnet, die Gelb- und Rottöne stehen für den Tiefenbereich von 0 bis 0,5 m Tiefe.

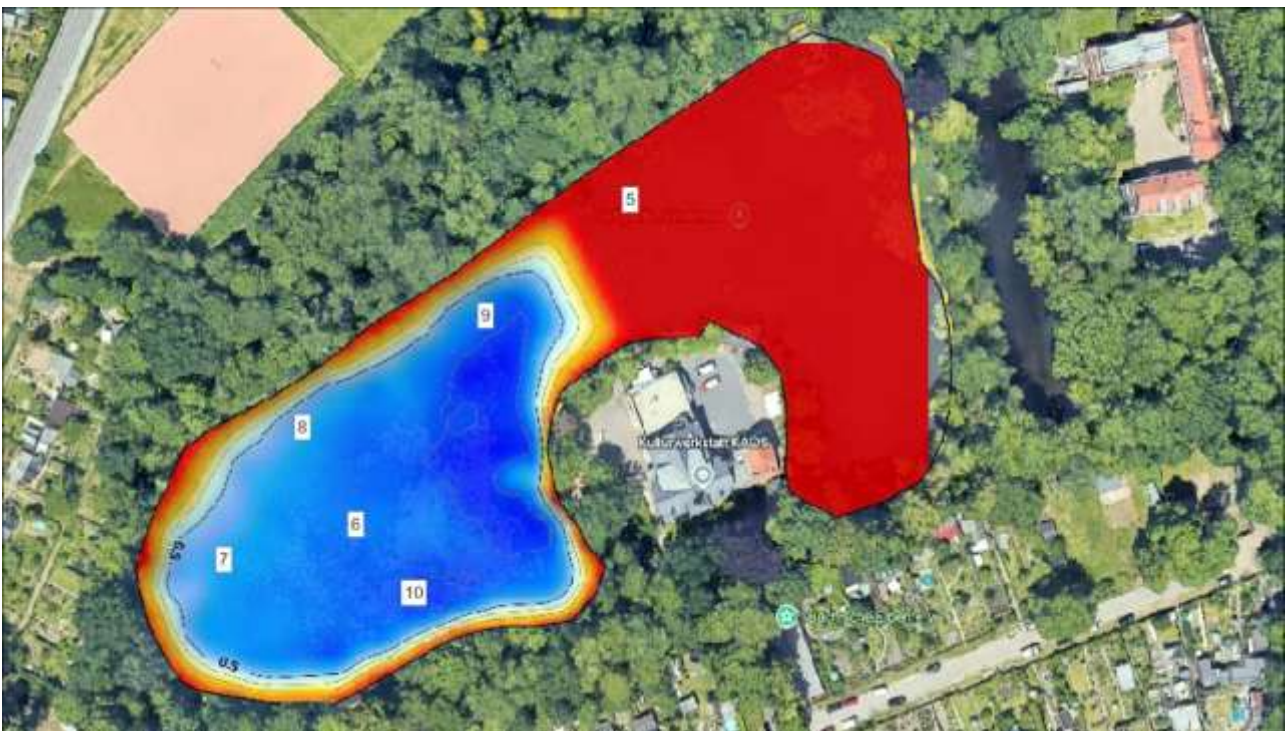


Abb. 6: Kartendarstellung der Wassertiefe im Ulrichsteich, Leipzig durch die Kartierung mittels Vermessungsboot am 08.01.2025. Kartenerstellung: TechAdvision GmbH. Die erkennbare, etwas dickere Tiefenlinie entspricht einer Wassertiefe von 0,5 m.

In Tabelle 1 werden die Wassertiefen verglichen, die manuell mit einer als Lot verwendeten Sichtscheibe (Methode B) und den Ergebnissen der Echolotkartierung mittels Drohnenbefliegung (Methode D) vom 06.12.2024 gegenübergestellt. Die manuell bestimmten Wassertiefen waren stets höher als die mit dem Echolot der Drohne ermittelten. An vier der untersuchten Messpunkte betrug die Differenz zwischen den beiden Methoden etwa 15 cm. Das macht den Eindruck eines systematischen Unterschieds. An Messstelle 5 betrug die Differenz nur 8 cm. Die größte Abweichung gab es an Messstelle 10 mit 49 cm. Es ist möglich, dass die Drohne in diesem Bereich durch die Ufergehölze beeinflusst wurde. Vergleicht man die Werte aus Tabelle 1 mit den Ergebnissen vom Vermessungsboot (Abb. 6), so bestätigt sich der Trend, dass die Stellen 7 und 8 weniger tief als die Stellen 6, 9 und 10 sind.

Tab. 1: Wassertiefen manuell ermittelt nach Methode B sowie abgeleitet aus der Drohnenbefliegung (Methode D) am 06.12.2024 im Ulrichsteich, Leipzig. Die Lage der Messpunkte ist Abb. 3 oder Abb. 4 zu entnehmen.

Messpunkt	B (Fixpunkt + Lot) (cm)	D (Drohne + Echolot) (cm)	Differenz (B – D) (cm)
5	85	77	8
6	90	75	15
7	77	62	15
8	73	60	13
9	86	71	15
10	95	46	49

Zusammenfassung

Veränderungen der Sedimentmächtigkeit im Bereich von wenigen Zentimetern sind mit keiner der getesteten Methoden sicher nachweisbar. Eine klare Empfehlung für eine Methode kann auch nicht gegeben werden. Die Methodenauswahl sollte in Abhängigkeit vom Untersuchungsziel, der Gewässerbeschaffenheit und wirtschaftlichen Möglichkeiten erfolgen. Die manuellen Messungen sind für kleine Gewässer (bis 1 ha) bei einer hinreichend hohen Messstellendichte ausreichend, um einen Eindruck über die Veränderung der Sedimentmächtigkeit zu erhalten. Auch für Voruntersuchungen sind sie geeignet, weil sie mit relativ geringem apparativem und zeitlichem Aufwand zu realisieren sind.

Sondierungen mittels Sedimentstechrohr (Methode C) sind in jedem Fall empfehlenswert, um mögliche Teichabdichtungen und Sedimentschichtungen zu erkennen. Auch bei natürlichen Gewässern ohne künstliche Abdichtung gibt die Entnahme von ungestörten Sedimentkernen die Möglichkeit, vertikale Änderungen in der Sedimentbeschaffenheit zu erkennen. Diese Methode ist für Erstuntersuchungen unbedingt zu empfehlen.

Für manuelle Methoden, die auf einer Tiefenlotung z. B. mit einer Sichtscheibe basieren (Methode A und B), besteht die Schwierigkeit, dass bei fehlender Grundsicht nicht erkannt werden kann, ob die Scheibe wirklich auf der Sedimentoberfläche aufliegt oder auf submersen Makrophyten, Totholz oder bei sehr lockerem, wenig konsolidiertem Material sogar ins Sediment eingesunken ist. Methode B bietet den Vorteil, dass durch den Bezug zu einem Fixpunkt Veränderungen des Wasserstandes objektiv erfasst werden können. Methode A ist durch das manuelle Einrammen der Messlatte schlecht reproduzierbar. Daher ist bei Gewässern mit Grundsicht Methode B der Methode A vorzuziehen. Bei künstlichen Gewässern mit Folienabdichtung ist vom Einrammen einer Messlatte (Methode A) abzusehen, auch Methode C ist nur begrenzt einsetzbar, um eine Beschädigung der Folie zu vermeiden.

Tab. 2: Zusammenfassung von Vorteilen und Limitierungen der verwendeten manuellen und automatisierten Methoden zur Erfassung der Sedimentmächtigkeit.

Manuelle Methoden (Punktmessungen)			Automatisierte, GPS-gestützte, flächendeckende Messmethoden	
A (Messlatte + Lot)	B (Fixpunkt + Lot)	C (Sedimentstechrohr)	D (Drohne + Echolot)	E (Vermessungsboot)
VORTEILE				
einfache Umsetzung; geringe Investitionskosten			flächendeckende Kartierung, Volumenbestimmungen möglich	
		Sedimentbeschaffenheit optisch gut erkennbar (u. a. Teichabdichtung)		durch eine Person bedienbar, kompakte Technik und Transportmaße, geringe Aufbauzeit
LIMITIERUNG				
Exaktes Wiederfinden der Messpunkte erfordert hohen zeitlichen und technischen Aufwand			Hohe Investitionskosten für Technik, Auswertungssoftware und Schulung. Bei Wassertiefen <0,5 m sowie bei höherer Vegetation (unter und über Wasser) und Totholz nicht einsetzbar. Kein genauer Blick ins Sediment, sondern nur indirekt, daher manuelle Validierungsmessungen sinnvoll.	
Aufliegen der Scheibe bzw. Schnur in Geäst, Steinen, Makrophyten (problematisch v. a. bei fehlender Sicht), Eintauchen der Scheibe in oberste Sedimentschicht, Schnur in Wassersäule nicht im Lot			ungenau im Uferbereich v.a. unter Bäumen, Betrieb und Flug der Drohnen sind genehmigungspflichtig, wetterabhängig	verwendete Technik ab 0,5 m Wassertiefe einsetzbar*. (*Das neue Modell PULSE red 2D Echolot ist ab 0,07 m Wassertiefe einsetzbar.)
Tiefe des Eindrückens subjektiv, schlecht reproduzierbar	Nur Veränderung des Wasserkörpers erkennbar, Sedimenthöhe wird indirekt bestimmt	Kompaktierung des Sediments im Stechrohr, auf Rohrlänge limitiert		

Wenn die Möglichkeit zu einer flächendeckenden Kartierung besteht, ist diese den händischen Methoden vorzuziehen. Die Echolot-basierten Messungen sollten jedoch durch einige manuelle Messungen zur Plausibilisierung der Ergebnisse ergänzt werden. Welche der beiden flächendeckenden Methoden zum Einsatz kommt, hängt von der Verfügbarkeit der Technik und ausgebildetem Personal und natürlich vom Kostenrahmen ab. Flächendeckende Kartierungen bieten

den Vorteil, dass das gesamte Seebecken erfasst wird und Veränderungen der Wassertiefe sowie Sedimentbeschaffenheit und Sedimentmächtigkeit in räumlicher und zeitlicher Dimension sichtbar gemacht werden können. Das betrifft auch horizontale Umlagerungen von Sediment. Wegen der einfachen Bedienbarkeit und des geringeren Genehmigungsaufwandes empfehlen wir die Gewässerkartierung mit autonomem Vermessungsboot (Methode E) in Kombination mit Plausibilitätsmessungen durch Entnahme und Vermessung von ungestörten Sedimentkernen (Methode C) und Wassertiefenmessungen nach Methode B an festen Messpunkten.

Danksagung

Für die technische Umsetzung der Probenahme bedanken wir uns bei Michael Neumann und Christian Gruner, und wir danken dem Team des Schlamm-TEC-Projektes für die vielfältige Unterstützung, insbesondere Tobias Neumann, WERTEC GmbH, Brigitte Nixdorf, BTU Cottbus-Senftenberg und Dominique Gampe, Söll GmbH, Hof.

Für die Durchführung und Unterstützung der Testkartierungen vom Ulrichsteich Leipzig sowie der Datenauswertung bedanken wir uns bei der Firma TechAdVision GmbH sowie dem Drones Team Chemnitz UG (haftungsbeschränkt).

Bei der Stadt Leipzig bedanken wir uns für die gute Zusammenarbeit und vor allem dafür, dass sie uns den Ulrichsteich als Testgewässer zur Verfügung gestellt hat.

Das FuE-Kooperationsprojekt „Schlamm-TEC“ (16KN091022) „Entwicklung eines innovativen in-situ-Verfahrens zur kosteneffizienten und ökotechnologischen Schlammreduktion in ungeschichteten Kleinseen“ im ZIM-Netzwerk „Water4All – Schutz der Süßwasserressourcen“ Laufzeit: 01.09.2022 – 28.02.2025 wurde vom BMWK gefördert. <https://schlamm-tec.de>

Literatur

- IGB (2023): Kleine Stillgewässer: Hotspots der Biodiversität – besonders wertvoll, aber stark bedroht. Handlungsoptionen für Schutz und Wiederherstellung. IGB Dossier, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin
- Rücker, J., Horn, F., Gampe, D., Kaupper, T., Gruner, C., Lüders, T., Nixdorf, B. (2025): Erste Ergebnisse aus dem ZIM-Projekt „Schlamm-TEC“ als Beitrag zum besseren Verständnis von Kleingewässern. Hrsg.: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Ergebnisse der Jahrestagung in Dresden 2024, Eigenverlag der DGL, Essen: 171-181.
- Rücker, J., Parmar, T. P., Gampe, D. M., Horn, F., Kaupper, T., Nixdorf, B. (2026, dieser Band): Vielfalt der Ausprägung von Parametern der Wasser- und Sedimentbeschaffenheit in hocheutrophen urbanen Kleingewässern. Hrsg.: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Ergebnisse der Jahrestagung in Frankfurt/M. 2025, Eigenverlag der DGL, Essen. In Vorbereitung.
- Ulrich, K.-U., Rau, A., Willuweit, T. (2020): Biochemisch stimulierter Schlammabbau in Flachseen: Machbarkeitsstudie. Wasserwirtschaft 6/2020: 23-28.

Veränderungen des Temperaturtiefengradienten in Seen durch schwimmende Photovoltaikanlagen

Dieter Leßmann & Stefan Christopher

BTU Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Gewässerökologie, E-Mail: lessmann@b-tu.de; stefanmaria.christopher@b-tu.de

Keywords: Floating-PV, Wassertemperatur, Tagebausee

Einleitung

Schwimmende Photovoltaikanlagen (FPV-Anlagen) beeinflussen durch die Abdeckung der Wasseroberfläche die ökologischen Eigenschaften von Gewässern. Primär vermindern sich der Licht- und Wärmeeintrag sowie die Wirkung des Winds auf die Wasseroberfläche. Dadurch bedingte Temperaturveränderungen können sich in verschiedener Weise auf die biozönotischen Strukturen und die Stoffkreisläufe in Seen mit FPV-Anlagen auswirken (Abb. 1).

Im Rahmen des Projekts PV2Float (pv2float.net), in dessen Mittelpunkt die Untersuchung des technischen Potentials von FPV-Anlagen steht, werden auch Auswirkungen des Einsatzes der Technologie auf die Gewässerökologie untersucht. Dabei wird u. a. der Einfluss von FPV-Anlagen auf die Wassertemperatur unter drei Anlagen im Vergleich mit dem unbeeinflussten Freiwasserbereich erfasst. Weitere gewässerökologische Untersuchungen befassen sich mit der Planktonbesiedlung unter den Anlagen sowie dem Periphyton auf den Schwimmkörpern, Unterschieden in der Sedimentbildung und -besiedlung unter den Anlagen und der Nutzung der FPV-Anlagen durch Wasservögel.

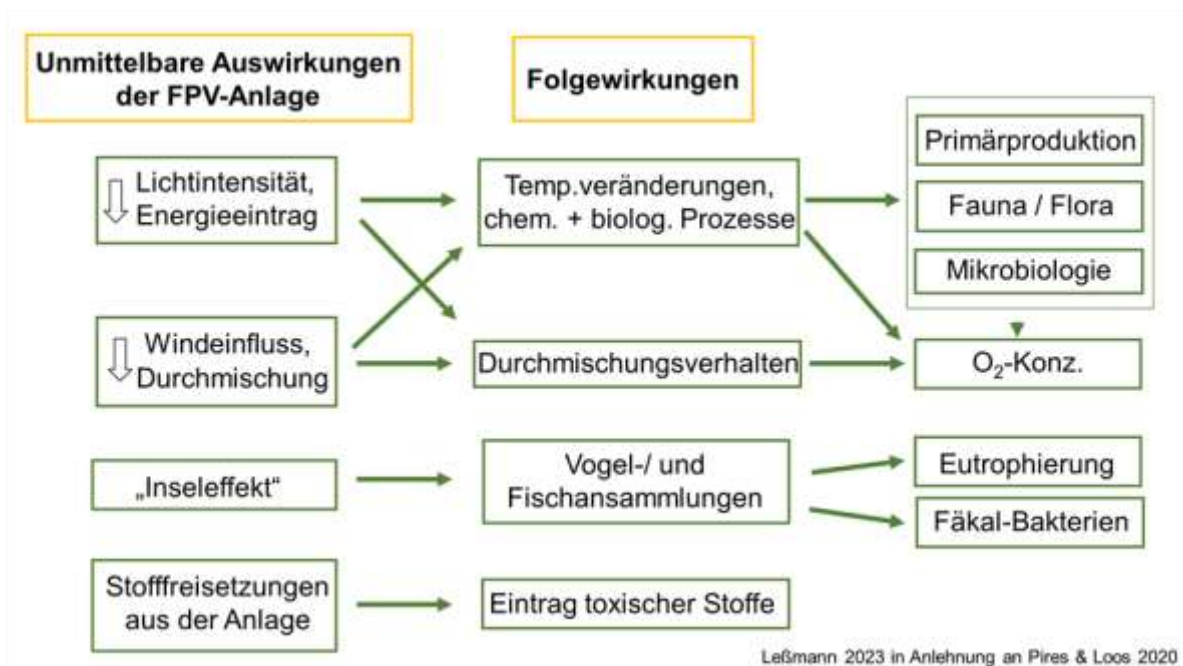


Abb. 1: Potentielle Auswirkungen schwimmender Solaranlagen auf die Gewässerökologie.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer

Als Versuchsgewässer dient der Mortkasee bei Lohsa im Lausitzer Braunkohlenrevier. Der Mortkasee ist ein ca. 50 Jahre alter Bergbaufolgesee mit einer Fläche von 231 ha und einem Volumen von 15,4 Mio m³ sowie einer maximalen Tiefe von 22 m, der mit der Kleinen Spree verbunden ist und als Speicher zur Durchflusstützung der Spree bei Niedrigwasser genutzt wird. Der Trophiegrad des Gewässers bewegt sich im Übergangsbereich zwischen mesotroph und eutroph.

FPV-Anlagen

Auf dem See wurden im Sommer 2024 drei FPV-Anlagen für Versuchszwecke im Bereich der größten Seetiefe errichtet, die sich nur durch die Schwimmkörperkonstruktion unterscheiden und unterschiedliche Abstände zwischen Wasseroberfläche und Solarmodulen aufweisen. Die Leistung pro Anlage beträgt rund 30 kWp. Durch die Anlagen wird jeweils eine Wasserfläche von ca. 200 m² bedeckt.

Temperaturmessungen

Die Wassertemperaturen wurden mittels Temperaturdatenlogger (LI-COR HOBO MX2203, Messgenauigkeit: $\pm 0,2$ K) alle 10 Minuten in 0,5 m-Abständen von der Seeoberfläche bis in 5 m Tiefe sowie in 6, 7, 8, 10 und 15 m Tiefe an der Referenzstelle abseits des Versuchsfelds sowie unter den FPV-Anlagen erfasst.

Ergebnisse

In den Wintermonaten ergaben sich für den Mittelwert der Wassertemperatur in allen Tiefen über einen längerfristigen Zeitraum keine bis nur sehr geringe Unterschiede zwischen der Referenzmessstelle und dem Bereich unter den Anlagen. Nur unmittelbar unter der Anlage B, die den geringsten Abstand der Solarmodule zur Wasseroberfläche aufwies, kühlte sich das Wasser in 0,5 m Tiefe an einzelnen Tagen um bis zu 0,5 K weniger stark ab als im Freiwasser (Tab. 1).

Deutlichere Auswirkungen auf die Wassertemperatur zeigten sich in den Sommermonaten. Im Mittel war unter der FPV-Anlage B in 0,5 und 1,0 m Tiefe sowie im Bereich der Thermokline in 4,0 m Tiefe eine etwas geringere Erwärmung festzustellen als im Referenzbereich. Deutlicher wurde dies bei den absoluten Maxima, bei denen sich bis ca. 2 m Tiefe rund 0,2 K niedrigere Temperaturen unter der Anlage ergaben als im Freiwasser (Tab. 1).

Besonders deutlich wird die die Wassertemperatur puffernde Wirkung der FPV-Anlagen bei Betrachtung einzelner Tage mit stärkerer Sonneneinstrahlung. An einem klaren Wintertag mit sehr niedrigen Temperaturen zeigten sich in der Nacht bis in 1,5 m Tiefe eine um bis zu 0,5 K geringere Abkühlung als an der Referenzstelle und tagsüber unter Sonneneinstrahlung eine geringere Erwärmung, die sich aber auf den Bereich unmittelbar unter der FPV-Anlage beschränkten (Abb. 2).

Dies war noch ausgeprägter unter sommerlichen Bedingungen zu beobachten. Durch Wind und Konvektionsströme ergab sich jedoch ein weit uneinheitlicher Verlauf der Temperaturtagesgänge der verschiedenen Wassertiefen. Höhere Temperaturen in der Nacht und niedrigere am Tag als an der Referenzstelle zeigten sich am betrachteten Sommertag bis zu einer Tiefe von 1,0 m. Größere Tiefen ließen dagegen keinen Einfluss von Lufttemperatur und Sonneneinstrahlung erkennen (Abb. 3).

Tab. 1: Langfristige Unterschiede zwischen den Wassertemperaturen unter Anlage B und an der Referenzstelle in unterschiedlichen Tiefen. Angabe des Mittelwerts (MW) der Temperaturdifferenz sowie der Differenz zwischen den jeweils absolut niedrigsten (Min) und höchsten Temperaturen (Max) unter Winter- (01.12.2024 – 28.02.2025) und Sommerbedingungen (15.07.2024 – 24.09.2024) (in Kelvin).

Winter	0,5 m	1,5 m	2,5 m	3,0 m	4,0 m	5,0 m	10,0 m
MW	0,05	-0,05	-0,05	0,05	-0,03	0,04	0,00
Min	0,51	-0,02	-0,02	0,06	0,01	0,11	0,04
Max	0,04	0,03	-0,03	0,08	-0,01	0,06	0,03

Sommer	0,5 m	1,0 m	2,0 m	3,0 m	4,0 m	5,0 m	10,0 m
MW	-0,12	-0,13	0,01	-0,03	-0,23	-0,06	-0,01
Min	0,08	-0,05	0,06	0,08	0,01	0,03	0,12
Max	-0,34	-0,28	-0,26	-0,06	-0,11	-0,24	-0,08

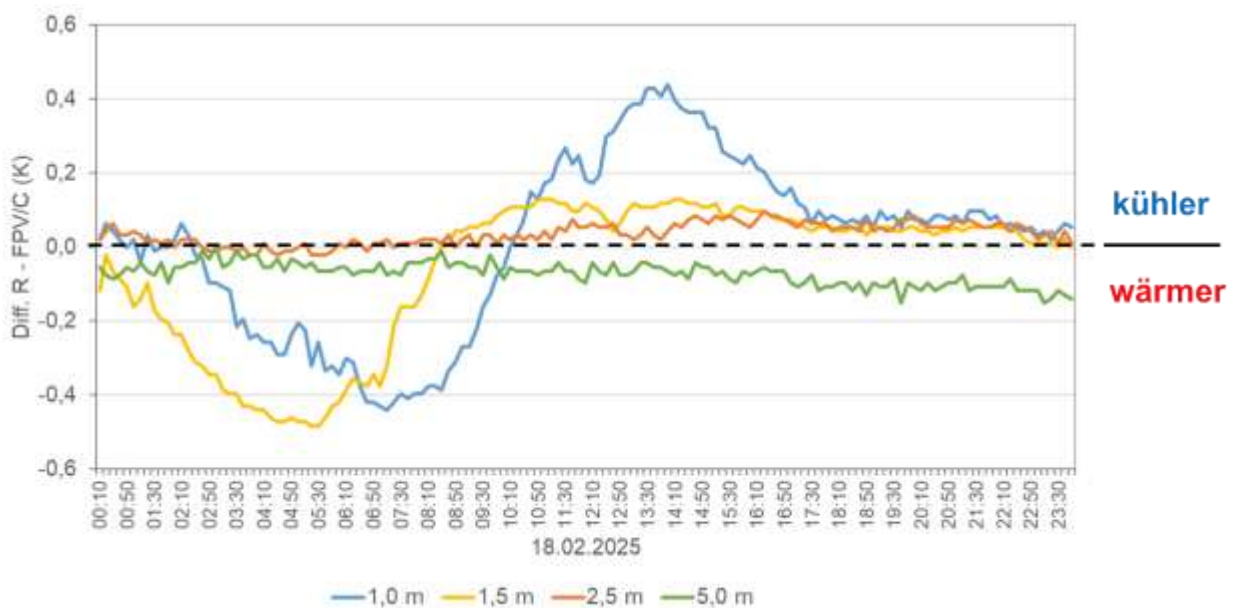


Abb. 2: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle (R) und unter der Anlage C in verschiedenen Tiefen im Tagesgang an einem Tag mit niedrigen Lufttemperaturen (Tagesmittelwert der Lufttemperatur: $-6,7^{\circ}\text{C}$, Summe der Sonnenscheindauer: 8,8 h).



Abb. 3: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle (R) und unter der Anlage B in verschiedenen Tiefen im Tagesgang an einem Tag mit hohen Lufttemperaturen (Tagesmittelwert der Lufttemperatur: +25,9°C, Summe der Sonnenscheindauer: 12,3 h).

Schlussfolgerungen

FPV-Anlagen beeinflussen die Ausbildung des Temperaturtiefengradienten in Seen. Dem Einfluss der Anlagen zuzuordnende Temperaturabweichungen von der Referenzstelle beschränkten sich bei den untersuchten Anlagen aber auf die obersten 1 bis 2 m und blieben unter 1 K. Betrachtungen über einen längeren Zeitraum zeigen, dass durch eine geringere Erwärmung tagsüber und eine geringere Wärmeabgabe in der Nacht keine längerfristig wirksame Beeinflussung des natürlichen Temperaturtiefengradienten festzustellen ist. Von einer grundlegenden Beeinflussung des Seewärmehaushalts kann somit bei der untersuchten FPV-Anlage nicht ausgegangen werden. Die FPV-Anlagen im Versuchsansatz bedeckten mit < 1% nur einen sehr kleinen Teil der Seefläche, so dass sich aus den Ergebnissen keine allgemeinen Schlussfolgerungen auf die Wirkung größerer Anlagen ableiten lassen.

Danksagung

PV2Float ist ein Gemeinschaftsvorhaben von Fraunhofer ISE, RWE Renewables Europe & Australia und der BTU Cottbus-Senftenberg. Es wird gefördert vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWE, vormals BMWK) aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestags.

Literatur

- Leßmann, D. (2023): Neue Herausforderungen durch die Energiewende für den Gewässerschutz in Deutschland – Gewässerthermie und schwimmende Photovoltaik. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Ergebnisse der Jahrestagung 2022 (Konstanz), Essen, 89-94.
- Pires, M. D., Loos, S. (2020): Achtergrondnotitie meetadvies waterkwaliteit en ecologie drijvende zonneparken. Deltares, NL.

Impacts of Plastic Food Packaging Litter on Freshwater Ecosystems: A Case Study on Polypropylene and Polylactic Acid in the Hyporheic Zone

Mori Nataša¹, Kovač Viršek Manca¹, Simčič Tatjana¹, Palomeque Maria², Kržan Andrej³ & Budhiraja Vaibhav³

¹National Institute of Biology, Večna pot 121, SI - 1000 Ljubljana, natasa.mori@nib.si; manca.kovac.virsek@nib.si; tatjana.simcic@nib.si

²University of Copenhagen, Department of Biology, Ole Maaløes Vej 5, DK – 2200 Copenhagen

³National Institute of Chemistry, Hajdrihova 19, SI - 1001 Ljubljana

Keywords: microplastics, pollution, hyporheic zone, microbial community, biofilms

Introduction

Plastic packaging accounts for approximately 40% of global plastic production, with plastic food packaging representing nearly half of that share. Because plastic food packaging is typically single use, it frequently enters the environment, where it fragments into microplastics. With an estimated 79% increase in packaged food consumption between 2020 and 2030 (Arfelli et al., 2024), understanding its environmental impact is becoming increasingly critical.

Globally, the most used plastics for food packaging are polyethylene (PE), followed by polyethylene terephthalate (PET), polypropylene (PP), and polystyrene (PS) (Thangamuniyandi et al., 2025). These polymers dominate the market due to their versatility, cost-effectiveness, and excellent protective properties. However, in response to the EU Single-Use Plastics Directive and the growing trend toward sustainable materials, biodegradable plastics, particularly those based on polylactic acid, have become increasingly prevalent. Polylactic acid is a bioplastic derived from renewable resources such as corn starch, sugarcane, or other plant-based materials. It is often marketed as an eco-friendly alternative to petroleum-based plastics because it is biodegradable under industrial composting conditions and has a lower carbon footprint during production compared to conventional plastics. Nevertheless, polylactic acid products can contain thousands of chemical compounds and, like traditional plastics, can break down into microplastics, raising concerns about toxicity and environmental contamination (Lors et al., 2025).

The hyporheic zone - a transitional area between river surface water and groundwater plays a key ecological role (Boulton et al., 1998). This dynamic zone is influenced by abiotic factors such as grain size distribution, which determines permeability and nutrient exchange. Acting as a conduit for nutrient transport between surface and groundwater, the hyporheic zone creates a nutrient-rich environment that supports diverse microbial communities (McClain et al., 2003). Smaller grain sizes provide greater colonization surfaces, enabling microbes to reduce permeability and limit resource exchange, illustrating the feedback mechanisms within the hyporheic zone (Hou et al., 2017). Microbial communities in the hyporheic zone also transform pollutants such as nitrogen, heavy metals, and pharmaceuticals, thereby maintaining water quality and ecosystem health (Jung et al.,

2020; Liang et al., 2022; Roley et al., 2012; Rutere et al., 2020). Due to its critical role in self-purification, the hyporheic zone is often referred to as the “liver” of the river.

Microplastics enter hyporheic sediments through various processes, driven by factors such as electrostatic interactions, hydrophobicity, intermolecular forces, cationic interactions, and surface complexation (D. Zhang et al., 2025). Recent studies identify hyporheic sediments as microplastic sinks, with evidence suggesting that microbial communities aggregate microplastics, increasing their density (Li et al., 2025).

The presence of microplastics in the hyporheic zone disrupts natural microbial dynamics by altering species abundance and interactions, activating metabolic pathways, changing enzyme concentrations, and introducing antibiotic resistance genes. Microplastics favour bacteria capable of degrading plastics, which colonize their surfaces first. Through biodeterioration and depolymerization, these bacteria release nutrients that other microbes can assimilate and mineralize. Additionally, extracellular polymeric substances forming biofilms provide surfaces for new species and facilitate enzymatic cleavage of polymers for carbon acquisition. Consequently, microbial interactions such as cooperation, competition, and communication - shift depending on the type of microplastics present (H. Chen et al., 2024; Matjašič et al., 2020, 2021). Polluted sites often exhibit significant changes in bacterial taxa, favouring polymer-degrading species (Maisto et al., 2024).

Since hyporheic zone serves as a crucial ecological buffer, investigating the effects of anthropogenic pressures, such as plastic pollution, is essential to anticipate ecosystem responses and develop mitigation strategies. In this preliminary study, we exposed hyporheic sediment microbial communities from a pre-alpine river to PP and polylactic acid-based plastic derived from sugarcane. Given that the river sediment is known to be contaminated with microplastics (Matjašič et al., 2023), we hypothesize that bacteria capable of degrading plastics are present and that their metabolic responses will differ depending on whether they are exposed to PP or polylactic acid.

Materials and methods

Choosing and preparation of plastic particles

The aim of the experimental work was to expose different types of plastic food packaging to microbial communities and observe how their metabolic response changes with the duration of exposure. For this purpose, we selected among plastic food packaging a conventional plastic, polypropylene (PP), and a bio-based plastic, polylactic acid made of sugarcane (SC). We purchased food packaging made from both types of materials and used a hole punch to prepare particles in the shape of circles with a diameter of 5.5 mm.

Collection of riverine sediments

Sampling was carried out in May 2025 in the Kamniška Bistrica River (Ref: 46°05'18.1" lat, 14°37'34.0" lon), pre-alpine river in north-central Slovenia, with urban land use along most of its course. Sediment from the riverbed was collected and sieved a fraction of < 4 mm. Water from the river was also collected and stored in the dark at 15°C aerated through an air stone.

Mesocosm experiment

Cylindrical Plexiglas containers (diameter 21.5 cm, height 15.5 cm) were filled with 2 kg of the sieved sediment into which approximately 2000 particles of each type of plastic were added and thoroughly mixed into the respective mesocosms. To avoid anoxic conditions, river water was added to cover

sediment, and an air stone was introduced in the middle of the sediment. The mesocosms were incubated for three weeks in the dark at two temperatures 15°C and 25°C. At both temperatures, three mesocosms were incubated, control (without plastic; CTRL), PP, and SC.

Sampling was carried out every week (week 0, 1, 2, 3). Five samples were taken from each mesocosm by evenly taking 15 ml of deep sediment using a metal spoon and storing it in 50 ml Falcon tubes. Sediment samples were used right away for community level physiological profiling and determination of sediment particulate organic matter (POM).

The amount of POM in the sediments was determined by loss-on-ignition (LOI). First, approximately 1 cm³ of wet sediment was oven dried at 105°C for 24 h and the weight difference was used to calculate sediment moisture. Next, the sediments were then put into an oven at 520°C for 2 h to ignite the organic matter. When cooled, the weight difference was used to calculate organic matter present in the sample. POM was expressed as gPOM kgDW⁻¹.

Total protein content (TPC) was measured in the samples using the Pierce™ BCA Protein Assay Kit (Thermo Scientific). The reagents and standard curve were prepared following the kit instructions. In a 96-well transparent plate 25 µL of the standards and samples were added in duplicate, to which 200 µL of working reagent were added. Microplate was incubated for 30 min at 37°C and cooled to room temperature and then absorbance was measured immediately at 562 nm using the SynergyMX spectrofluorometer (BioTek Instruments, USA). The results were expressed as µg protein per g of dry sediment (µg prot g sed⁻¹).

Respiratory electron transport system activity (ETSA) estimates overall microbial respiratory activity by detecting the activities of dehydrogenases and cytochromes within the electron transport system that biochemically controls cell respiration. ETSA was measured according to the methodology described in Matjašič et al., 2021.

Community-level physiological profiling was performed using the Biolog Ecoplates™ assay (Biolog, California, USA), which provides information on community functioning. 2 g of the sediment from each mesocosm were mixed with 20 ml of cold Ringer's solution (Ringer's solution ¼ strength tablets, Sigma-Aldrich) and placed in an ultrasonic bath (Elma, Germany) for 1 min (37 kHz, 30%) to detach the biofilm from the sediment. Afterwards, tubes were centrifuged at 800 rpm for 5 min at 4°C. Supernatant was used to inoculate Biolog Ecoplates™ by adding 150 µL in each well. The absorbance of each plate was measured the same day and after 24 h, 48 h and 72 h at 590 nm using the SynergyMX spectrofluorometer (BioTek Instruments, USA). Between measurements, plates were incubated at 20°C in the dark. The Ecoplate consists of 96 wells divided into three groups, each containing one blank well and 31 different carbon sources, meaning the experiment is conducted in triplicate on one plate. Raw absorbance values measured for the substrate wells on each plate were corrected by the mean absorbance of the control wells. The average well colour development (AWCD) in each plate represents the metabolic diversity within the microbial community (Weber & Legge, 2010). The substrate utilization metric measured after 48 h was used because most absorbance readings were below 2. As described in Weber and Legge (2010), development of the colorimetric reaction in the EcoPlates™ can depend on initial microbial concentration and diversity of the microbial community. Therefore, the indicated time point to interpret the data is that where the differences between wells is the maximum, but absorbance readings are not above 2, since then it surpasses the linear absorbance range, and it would contribute to measurement error.

Between subsamples (ETSA and TPC, n = 5; community-level physiological profiling, n = 3) averages were calculated and boxplots were prepared using Microsoft 365 Excel (*ver.* 2502).

Results

The average metabolic activity of the hyporheic microbial community, measured as absorbance at 590 nm and defined by the AWCD, reveals significant lower AWCD values for the second week in comparison with the first week for all three treatments at 15°C and for SC at 25°C (Figure 1). While there were no observed significant differences between the second and third week for all treatments. The following trends were also observed: at 25°C metabolic activity was lower, and it also decreases with time. Sediments with SC have higher activity than PP, and in some cases even higher than CTRL. Sediments with PP have similar or lower activity than the CTRL.

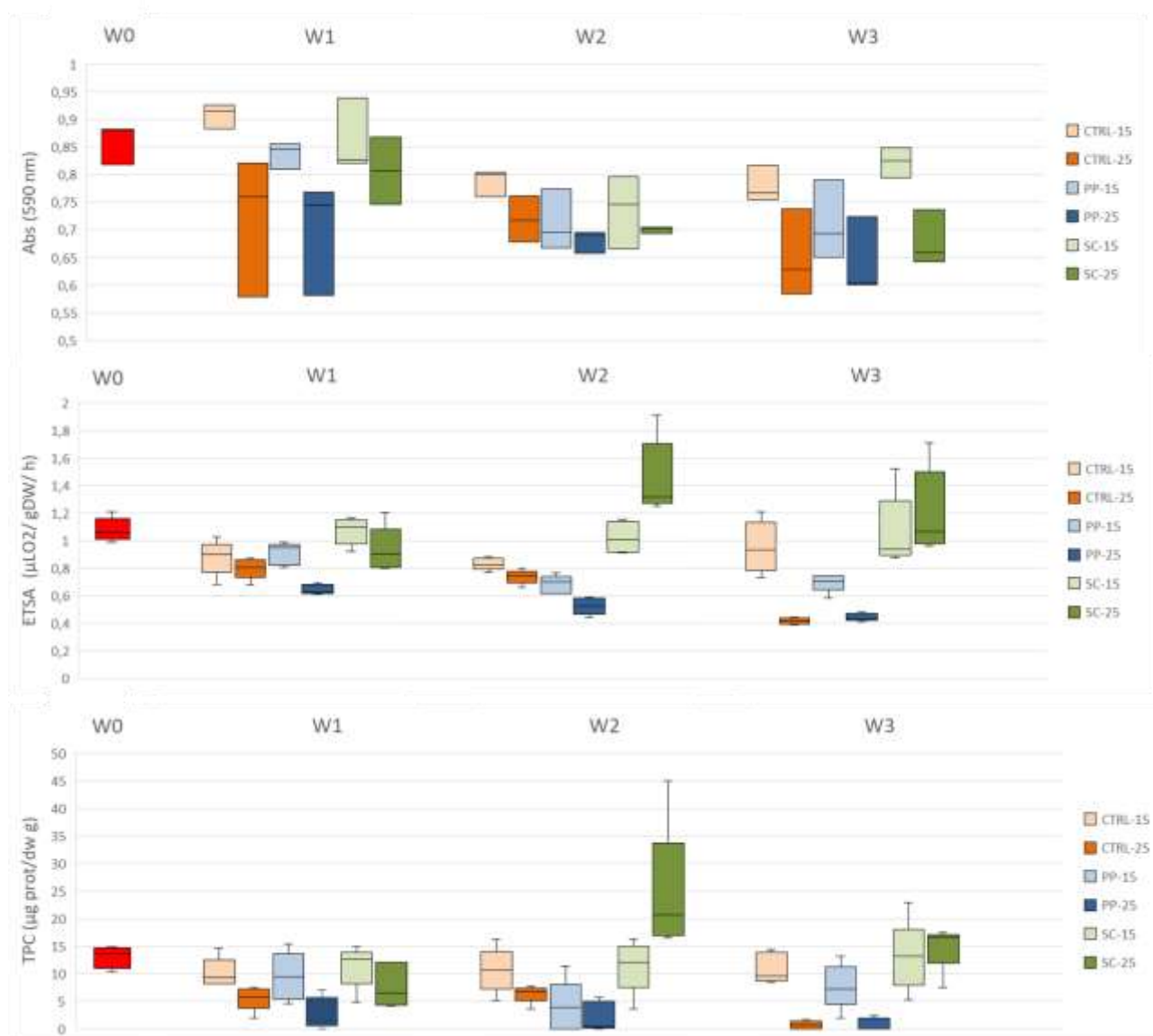


Figure 1: Boxplots of AWCD (Abs 590 nm) for community-level physiological profiling ($n = 3$), ETSA (respiratory electron transport system activity) ($n = 5$) and TPC (total protein content) ($n = 5$) measured in the mesocosm sediments exposed to polypropylene (PP) and polylactic acid made of sugar cane (SC) at the beginning of experiment (W0), after one week (W1), two weeks (W2) and three weeks (W3) of exposure at two different temperatures (15°C and 25°C) without replicates for each treatment. CTRL was the control mesocosm contained only sediment. Boxes represent subsamples from one container per treatment.

ETSA values were very similar at week one for all three treatments and both temperatures, behind the indicated growth trend for SC treatment (Figure 1). The second week ETSA values for SC treatment were significantly higher than PP and CTRL for both temperatures. In the third week ETSA values for SC treatment decreased slightly, but still remained higher than those for PP and CTRL at 25, while there was no longer a difference in ETSA values between CTRL and SC at 15°C. Across temperature, PP under 25°C was significantly lower than under 15°C at all time points, whereas CTRL under 25°C was only significantly lower than under 15°C at week 2 and week 3. In contrast, SC was significantly higher under 25°C than under 15°C at week 2.

The trend of TPC values was very similar to the trend of ETSA values (Figure 1). TPC values for CTRL at 15°C was similar between the weeks of exposure, while at 25°C in the third week it decreased significantly. TPC values for PP were all the time similar to the values for CTRL, without significant differences in time and temperatures. In the second week TPC values measured in SC treatment under 25°C significantly grew, and although the values decreased in the third week, they still remained significantly higher than the values measured for PP and CTRL at 25°C. TPC values for SC at 15°C was all the time similar to the TPC values measured for CTRL and PP at the same temperature.

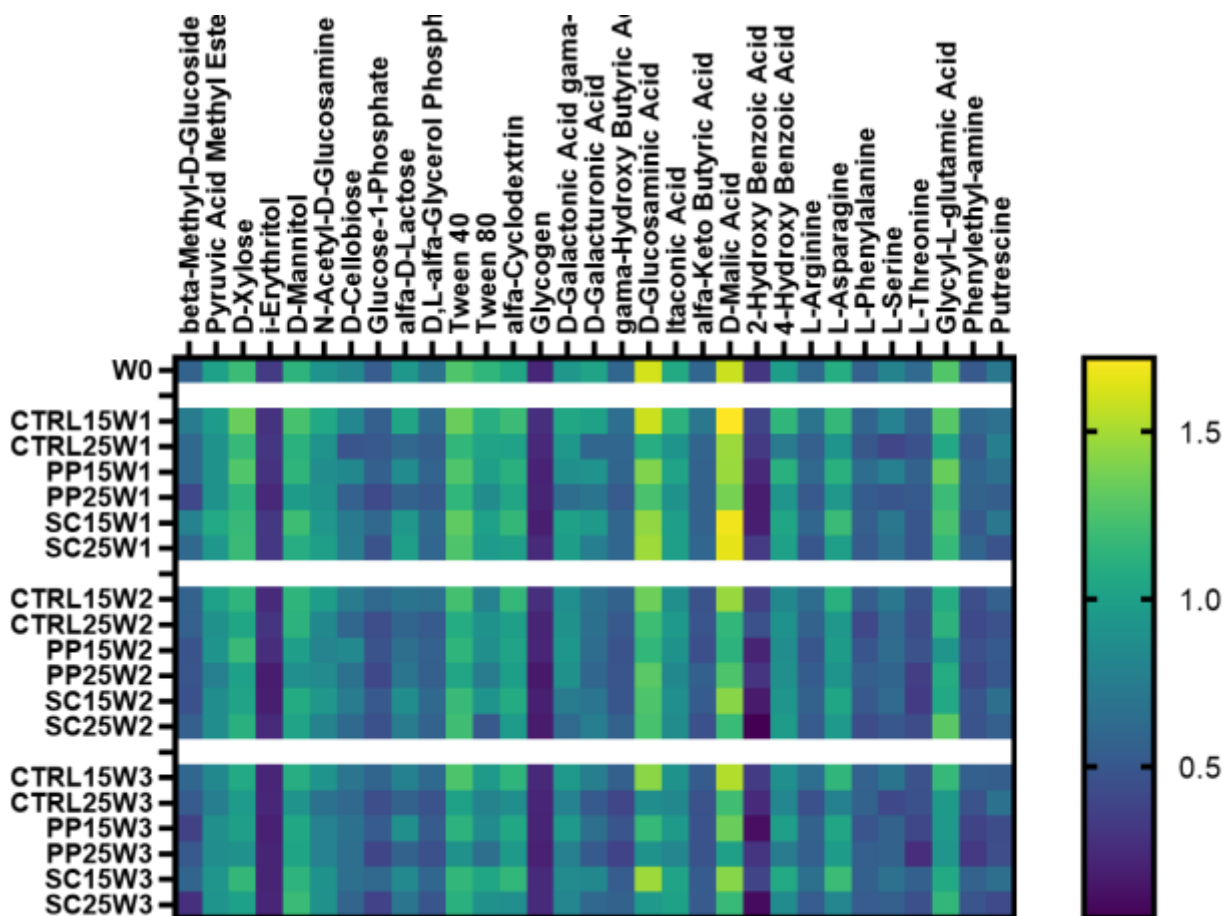


Figure 2: Heatmaps indicating the intensity of individual substrate utilization of samples collected during three weeks (W0, W1, W2, W3) of hyporheic microbial communities exposure to polypropylene (PP), polylactic acid made of sugar cane (SC) or nothing (CTRL) at two temperatures (15°C and 25°C), without replicates for each treatment. The x-axis list 31 substrates (from the left to the right - 10 carbohydrates, 4 polymers, 7 carboxylic and ketonic, acids, 2 phenolic compounds, 6 amino acids, 2 amines/amides).

Using absorbance readings from EcoPlates™, a comparison of the individual substrate utilization between treatments and exposure time was visualized by heatmap (Figure 2). Under 25°C conditions, some substrates were poorly utilized in comparison under the 15°C. There is also observed poor utilization of some substrates under PP exposure. The most poorly utilized substrates among all treatments and temperatures and exposure time were i-Erythritol, Glycogen in 2-Hydroxy Benzoic Acid, while the most utilized were D-Glucosaminic Acid and D-Malic Acid. From the heatmap also the utilization of D-xylose, Tween 40 and Glycyl-L-glutamic acid is observed.

Discussion

Microbial activity is influenced by several interconnected factors, including nutrient availability, environmental conditions, substrate characteristics, microbial community composition, and stressors. These factors collectively shape microbial growth, metabolism, and community dynamics.

In our preliminary experiment, where only one mesocosms for each treatment was set-up, microbial activity decreased at 25 °C and over time in both CTRL and PP treatments, whereas SC at 15 °C maintained activity levels similar to the reference sediment at the start of the experiment (week 0). This trend is likely due to nutrient depletion, as no additional nutrients were supplied during incubation. Consequently, microbial activity in CTRL and PP declined as available nutrients were consumed. Nutrient availability strongly influences the structure and functioning of aquatic microbial communities (de Vicente et al., 2010). In contrast, SC treatments likely benefited from polylactic acid degradation, providing lactic acid as a potential nutrient source, which explains the sustained and significantly higher activity observed. Previous studies have reported increased nitrification and denitrification in sediments with added polylactic acid (Seeley et al., 2020), supporting the hypothesis that polylactic acid degradation enhances microbial activity, consistent with our findings.

Prior to the experiment, the mean summer temperature of the Kamniška Bistrica River was determined to range between 10 °C and 14 °C. Based on this, 15 °C was selected as the reference temperature, while 25 °C served as a stress condition. The observed decline in microbial activity at 25 °C across all treatments was expected, as study microorganisms are adapted to cooler temperatures typical of Alpine rivers. Elevated temperatures can accelerate biological processes (Phillips et al., 2017; Ylla et al., 2012), leading to faster nutrient depletion and a more pronounced decline in microbial activity.

Potential overall metabolic activity, indicated by ETSA values, was significantly lower for PP compared to CTRL at weeks 2 and 3 under 15 °C. This suggests that PP may exert an inhibitory effect on sediment microbial communities, possibly due to toxic leaching (Huang et al., 2021). While microplastics can increase the abundance of bacteria capable of degrading PP/PE (Chen Y. et al., 2024), this often results in reduced overall diversity (Feng et al., 2022). In our study, no clear evidence of PP degradation was observed, likely because the sediment lacked bacteria specialized for PP breakdown and the incubation period was too short to detect such effects. Similar findings were reported by Matjašič et al. (2021), who observed slight suppression of ETSA activity by PET fibers in the hyporheic zone, possibly due to comparable stress mechanisms associated with synthetic polymers. Furthermore, studies on PP microplastics in soil indicate that PP acts as a stressor for plant-soil microbiomes, triggering adaptive bacterial responses while reducing metabolic efficiency (Zhang L. et al., 2024), which may explain our observations.

Community-level physiological profiling results were most representative in week 1, when microbial viability and activity were the highest. D-Glucosaminic Acid and D-Malic Acid were the most utilized substrates. Generally, carboxylic and ketonic acids, along with carbohydrates, are key carbon sources

for aquatic microorganisms (Arnosti et al., 2014), and their high consumption has been previously reported (Melita et al., 2016). Heatmap analysis revealed reduced utilization of these substrates in PP treatments and CTRL at 25 °C, indicating that PP and elevated temperature act as stress factors. Several studies confirm that plastics in the environment reduce microbial diversity (Seeley et al., 2020; Miao et al., 2019; Miao et al., 2021), consistent with our findings.

As discussed, the decline in activity and biomass in CTRL and PP treatments is likely due to nutrient limitation, whereas SC treatments benefited from polylactic acid as an additional nutrient source, supporting increased activity and biomass. These differences may be amplified at 25 °C due to accelerated metabolic rates. However, community-level physiological profiling results may not fully reflect these trends, as they measure utilization of a specific set of carbon substrates and are more sensitive to community composition than overall activity. Consequently, differences may be less apparent unless functional diversity changes significantly, which could be masked by redundancy or require longer incubation to manifest.

Conclusions

This preliminary study is among the few that investigate and compare the effects of conventional plastic, polypropylene (PP), and sugarcane-derived polylactic acid on microbial communities in riverbed sediments collected from the hyporheic zone. The main findings of this preliminary study are:

- PP microplastics tend to inhibit microbial activity and biomass in hyporheic sediments.
- Sugarcane-derived polylactic acid microplastics serve as a nutrient source that enhances microbial activity and biofilm growth, especially at higher temperatures (25°C).
- Elevated temperatures accelerate microbial metabolism, impacting PP and SC treatment differently depending on nutrient availability.
- Uncontrolled biodegradation of sugarcane-derived polylactic acid in the hyporheic zone could disrupt sediment dynamics and ecological functions, potentially causing unforeseen environmental impacts.

Further work will be focused on differences in microbial community structure and linked with community-level physiological profiling analysis.

Acknowledgement

The study was funded by EU Horizon project STOPP under grant agreement No. 101134958 and by Slovenian Research and Innovation Agency (research program P1-0255). The authors thank Lucas Demailly for help in fieldwork and in microplastic preparation.

Literature

- Arfelli, F., Roguszewska, M., Torta, G., Iurlo, M., Cespi, D., Ciacci, L., & Passarini, F. (2024). Environmental impacts of food packaging: Is it all a matter of raw materials? *Sustainable Production and Consumption*, 49, 318–328. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2024.06.032>
- Arnosti, C., Bell, C., Moorhead, D. L., Sinsabaugh, R. L., Steen, A. D., Stromberger, M., ... & Weintraub, M. N. (2014). Extracellular enzymes in terrestrial, freshwater, and marine environments: perspectives on system variability and common research needs. *Biogeochemistry*, 117(1), 5-21. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9906-5>

- Boulton, A. J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E. H., & Valett, H. M. (1998). The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 29(Volume 29, 1998), 59–81. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.59>
- Chen, H., Huang, D., Zhou, W., Deng, R., Yin, L., Xiao, R., Li, S., Li, F., & Lei, Y. (2024). Hotspots lurking underwater: Insights into the contamination characteristics, environmental fates and impacts on biogeochemical cycling of microplastics in freshwater sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 476, 135132. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135132>
- Chen, Y., Niu, L., Li, Y., Wang, Y., Shen, J., Zhang, W., & Wang, L. (2024). Distribution characteristics and microbial synergistic degradation potential of polyethylene and polypropylene in freshwater estuarine sediments. *Journal of Hazardous Materials*, 471, 134328. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134328>
- de Vicente, I., Amore, V., Guerrero, F., & Cruz-Pizarro, L. (2010). Contrasting factors controlling microbial respiratory activity in the sediment of two adjacent Mediterranean wetlands. *Naturwissenschaften*, 97(7), 627–635. <https://doi.org/10.1007/s00114-010-0678-7>
- Feng, X., Wang, Q., Sun, Y., Zhang, S., & Wang, F. (2022). Microplastics change soil properties, heavy metal availability and bacterial community in a Pb-Zn-contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127364. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127364>
- Hall, E. K., Singer, G. A., Kainz, M. J., & Lennon, J. T. (2010). Evidence for a temperature acclimation mechanism in bacteria: An empirical test of a membrane-mediated trade-off. *Functional Ecology*, 24(4), 898–908. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01707.x>
- Hou, Z., Nelson, W. C., Stegen, J. C., Murray, C. J., Arntzen, E., Crump, A. R., Kennedy, D. W., Perkins, M. C., Scheibe, T. D., Fredrickson, J. K., & Zachara, J. M. (2017). Geochemical and Microbial Community Attributes in Relation to Hyporheic Zone Geological Facies. *Scientific Reports*, 7(1), 12006. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12275-w>
- Huang, W., Song, B., Liang, J., Niu, Q., Zeng, G., Shen, M., Deng, J., Luo, Y., Wen, X., & Zhang, Y. (2021). Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*, 405, 124187. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124187>
- Jung, H. B., Severini, J., & Hall, E. (2020). Removal of hexavalent chromium by hyporheic zone sediments in an urbanized estuary. *Water Science and Technology*, 82(11), 2389–2399. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.510>
- Li, B., Chen, Z., Zhang, Y., Mao, R., Song, J., Long, Y., Tang, B., Feng, J., & Nyein, M. M. (2025). Interaction and bacterial effects of microplastics pollution on heavy metals in hyporheic sediments of different land-use types in the Beiluo River Basin. *Environmental Pollution*, 364, 125190. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125190>
- Liang, D., Song, J., Xia, J., Chang, J., Kong, F., Sun, H., Qiong wu, Cheng, D., & Zhang, Y. (2022). Effects of heavy metals and hyporheic exchange on microbial community structure and functions in hyporheic zone. *Journal of Environmental Management*, 303, 114201. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114201>
- Lors, C., Leleux, P., & Park, C. H. (2025). State of the art on biodegradability of bio-based plastics containing polylactic acid. *Frontiers in Materials*, 11, 1476484. <https://doi.org/10.3389/fmats.2024.1476484>
- Maisto, M., Ranauda, M. A., Zuzolo, D., Tartaglia, M., Postiglione, A., Prigioniero, A., Falzarano, A., Scarano, P., Castelvetro, V., Corti, A., Modugno, F., La Nasa, J., Biale, G., Sciarrillo, R., & Guarino, C. (2024). Effects of microplastics on microbial community dynamics in sediments from the Volturno River ecosystem, Italy. *Chemosphere*, 349, 140872. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140872>
- Matjašič, T., Dreo, T., Samardžija, Z., Bajt, O., Kanduč, T., Simčič, T., & Mori, N. (2020). Preliminary experiments into colonization of microorganisms from activated sludge on different types of plastics. *Acta Biologica Slovenica*, 63(1), 45–61. <https://doi.org/10.14720/abs.63.1.15914>
- Matjašič, T., Mori, N., Hostnik, I., Bajt, O., & Kovač Viršek, M. (2023). Microplastic pollution in small rivers along rural–urban gradients: Variations across catchments and between water column and sediments. *Science of The Total Environment*, 858, 160043. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160043>
- Matjašič, T., Simčič, T., Kanduč, T., Samardžija, Z., & Mori, N. (2021). Presence of polyethylene terephthalate (PET) fibers in hyporheic zone alters colonization patterns and seasonal dynamics of biofilm metabolic functioning. *Water Research*, 203, 117455. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117455>

- Melita, M., Amalfitano, S., Preziosi, E., Ghergo, S., Frollini, E., Parrone, D., & Zoppini, A. (2019). Physiological profiling and functional diversity of groundwater microbial communities in a municipal solid waste landfill area. *Water*, 11(12), 2624. <https://doi.org/10.3390/w11122624>
- McClain, M. E., Boyer, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M., Hart, S. C., Harvey, J. W., Johnston, C. A., Mayorga, E., McDowell, W. H., & Pinay, G. (2003). Biogeochemical Hot Spots and Hot Moments at the Interface of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. *Ecosystems*, 6(4), 301–312. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>
- Miao, L., Guo, S., Liu, Z., Liu, S., You, G., Qu, H., & Hou, J. (2019). Effects of nanoplastics on freshwater biofilm microbial metabolic functions as determined by BIOLOG ECO microplates. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(23), 4639. <https://doi.org/10.3390/ijerph16234639>
- Miao, L., Yu, Y., Adyel, T. M., Wang, C., Liu, Z., Liu, S., ... & Hou, J. (2021). Distinct microbial metabolic activities of biofilms colonizing microplastics in three freshwater ecosystems. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123577. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123577>
- Phillips, K. N., Godwin, C. M., & Cotner, J. B. (2017). The Effects of Nutrient Imbalances and Temperature on the Biomass Stoichiometry of Freshwater Bacteria. *Frontiers in Microbiology*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01692>
- Rana, A. K., Thakur, M. K., Saini, A. K., Mokhta, S. K., Moradi, O., Rydzkowski, T., Alsanie, W. F., Wang, Q., Grammatikos, S., & Thakur, V. K. (2022). Recent developments in microbial degradation of polypropylene: Integrated approaches towards a sustainable environment. *Science of The Total Environment*, 826, 154056. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154056>
- Roley, S. S., Tank, J. L., & Williams, M. A. (2012). Hydrologic connectivity increases denitrification in the hyporheic zone and restored floodplains of an agricultural stream. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(G3). <https://doi.org/10.1029/2012JG001950>
- Rutere, C., Knoop, K., Posselt, M., Ho, A., & Horn, M. A. (2020). Ibuprofen Degradation and Associated Bacterial Communities in Hyporheic Zone Sediments. *Microorganisms*, 8(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8081245>
- Seeley, M. E., Song, B., Passie, R., & Hale, R. C. (2020). Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling. *Nature Communications*, 11(1), 2372. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16235-3>
- Thangamuniyandi, M., Prabhu, T., Shenbagavalli, S., Kennady, N. R., & Sundarajan, R. V. (2025). Plastics in Food Packaging: Trends, Innovations and Environmental Impact. *Annual Research & Review in Biology*, 40(6), 60-71. <https://doi.org/10.9734/arrb/2025/v40i62254>
- Weber, K. P., & Legge, R. L. (2010). Community-level physiological profiling. *Methods in Molecular Biology (Clifton, N.J.)*, 599, 263–281. https://doi.org/10.1007/978-1-60761-439-5_16
- Ylla, I., Román, A. M., & Sabater, S. (2012). Labile and Recalcitrant Organic Matter Utilization by River Biofilm Under Increasing Water Temperature. *Microbial Ecology*, 64(3), 593–604. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0062-6>
- Zhang, D., Chen, Q., Xu, T., & Yin, D. (2025). Current research status on the distribution and transport of micro(nano)plastics in hyporheic zones and groundwater. *Journal of Environmental Sciences*, 151, 387–409. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.03.042>
- Zhang, L., Zhang, G., Shi, Z., He, M., Ma, D., & Liu, J. (2024). Effects of polypropylene micro(nano)plastics on soil bacterial and fungal community assembly in saline-alkaline wetlands. *Science of The Total Environment*, 945, 173890. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173890>

Alluvial Aquifer Biodiversity and eDNA-Based Assessment

Vehovar Živa^{1,2}, Janža Mitja³, Pišek Szillich Nika³, Strah Sara¹, Stanković David¹ & Mori Nataša¹

¹ Department of Organisms and Ecosystems Research, National Institute of Biology, 1000 Ljubljana, Slovenia, ziva.vehovar@nib.si

² Jožef Stefan International Postgraduate School, Jamova cesta 39, 1000 Ljubljana, Slovenia, ³ Geological Survey of Slovenia, Dimičeva ulica 14, 1000 Ljubljana, Slovenia

Keywords: groundwater, alluvial aquifer, environmental DNA, biodiversity, bacteria

Introduction

Groundwater is one of the largest freshwater reserves, yet its ecology remains under-researched. Alluvial environments specifically often serve as an important source of drinking water but are therefore frequently regarded only as a water resource rather than as a complex ecosystem hosting diverse microbial, fungal and faunal communities.

Environmental parameters within each aquifer are heterogeneously distributed, creating many macro- and microhabitats (Goldscheider et al. 2006). These parameters shape distinct communities of organisms. Typically, groundwater ecosystems support a low alpha diversity (diversity in a single location), while due to the high number of endemic species, beta diversity (diversity between locations) is very high (Hahn & Fuchs 2009). The low local diversity probably results from harsh environmental conditions, particularly low energy availability and limited productivity (Hancock et al. 2005), while the isolation and fragmentation of groundwater environments also led to a high degree of short-range endemism, contributing to high β -diversity (Dumnicka et al. 2020).

Bacterial communities play a key role in groundwater ecosystems, acting as a primary source of energy. Many taxa are chemoautotrophic, deriving energy from the oxidation of inorganic compounds such as sulphur and nitrogen, fixing carbon dioxide into organic matter, while others are heterotrophic using organic matter from the surface environments as a source of carbon (Marmonier et al. 2023). As they uptake those nutrients from the groundwater these microorganisms provide an essential ecosystem service – water purification (Herman et al. 2001), which is gaining its importance with the rising pollution levels (Sha et al. 2023).

In this article, we address the limited knowledge of microbial community composition in the Ljubljansko polje alluvial aquifer, which serves as the only source of drinking water for Ljubljana, the capital city of Slovenia. While the aquifer has been well studied from the hydrogeological perspective (Vrzel et al 2019), its ecological aspects remain mostly unknown. Using novel environmental DNA methods, we investigated microbial biodiversity and have presented the results of 16S rRNA gene analysis.

Material and methods

Study site

Aquifer Ljubljansko polje is located on the eastern margin of the Ljubljana Valley. Groundwater in this alluvial aquifer is strongly connected with the river Sava, which flows along the northern part of the Ljubljansko polje area. The surface is covered with gravel and sand deposits of the river Sava, underlain by layers of conglomerate and conglomeratic gravel. The subsided bedrock consists of clay shales with layers of quartz sandstone (Bračič Železnik et al. 2005). In the aquifer Ljubljansko polje water originates from two main sources – river Sava and precipitation, with the percentage of water contributed by each source depending primarily on the distance from the river (Urbanc & Jamnik 1999).

Our study was conducted using 19 boreholes installed for monitoring and 7 wells for drinking water extraction (one of the wells (Brest) was selected out of the Ljubljana city). Monitoring boreholes are constructed of polyvinyl chloride (PVC) or inox casing, typically 100 mm in diameter, and are distributed across the Ljubljansko polje aquifer. Wells for drinking water extraction are located in specially protected areas throughout alluvial aquifer. At each water protection zone designated to drinking water extraction, several wells are constructed with stainless steel casing, 500 mm diameter. At each of these sites, one or two wells are sampled bimonthly for water quality analysis.

Sample collection and processing

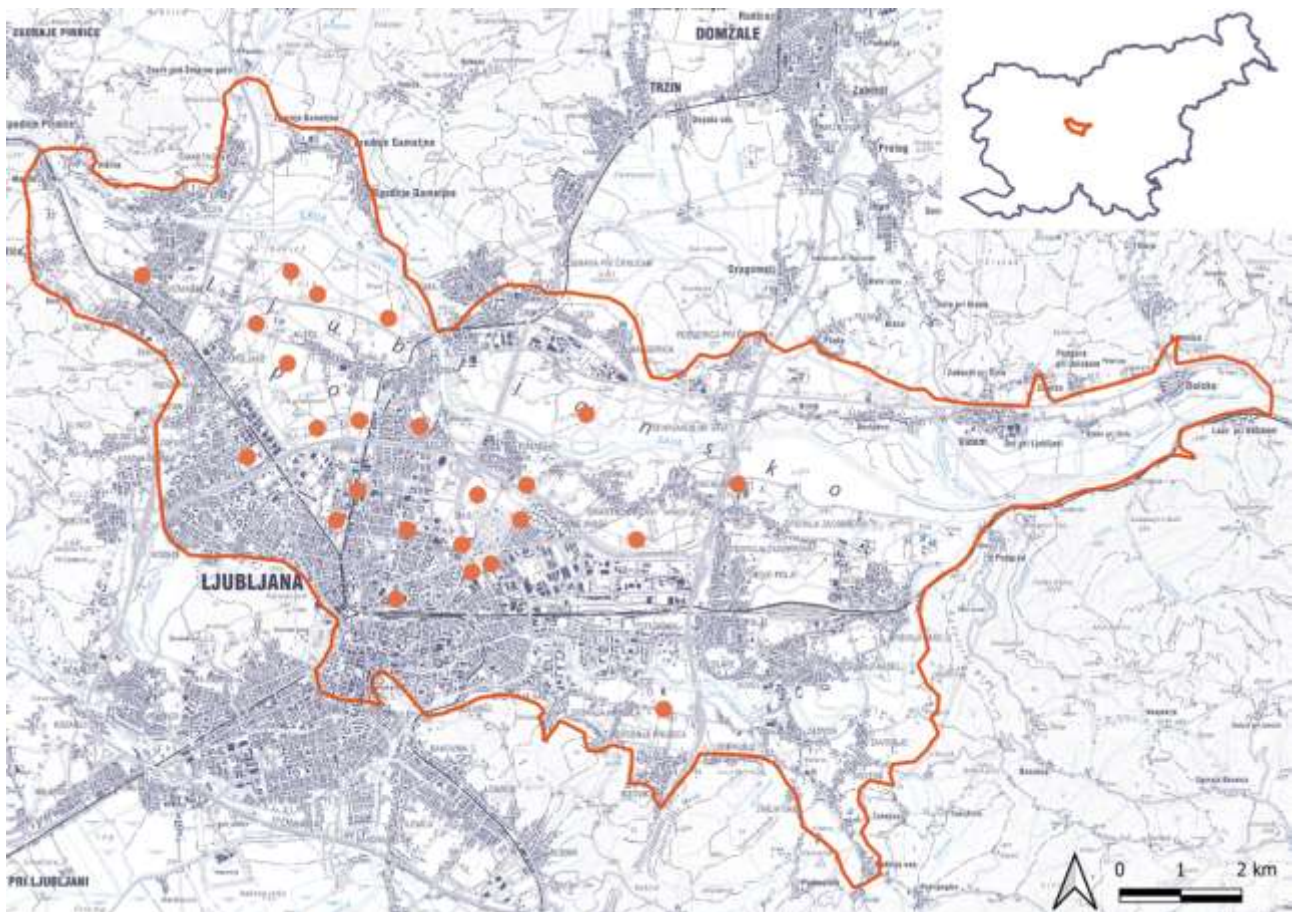


Abb. 1: Map of the Ljubljansko polje alluvial aquifer showing the locations of sampling sites.

Each of the 19 monitoring boreholes and wells was sampled once during the period from October 2024 to March 2025. With a WTW MultiLine® multiparameter meter (WTW, Weilheim, Germany), equipped with temperature, oxygen and conductivity probes, we measured selected parameters in 5-m intervals, starting 1 m below the groundwater level and continuing at rounded depths of 10, 15, 20, 25, 30, 35, and 40 m. Water was extracted using 3-inch submersible motorised pump at a rate of approximately 2.5 L/s. Before collecting samples, twice the volume of water contained in the borehole was extracted. At each sampling site, 20-70 L of water was collected in sterilised 10 L containers.

Of the six wells used for drinking water extraction, five were sampled three times and one was sampled twice between the end of January 2025 and the end of May 2025. On each occasion, 20 L of water was collected in four sterilised 5 L containers, using preinstalled motorised pumps operating at the rate of 8 L/s.

All water samples were stored at 10°C and filtered within 12 hours of collection. Up to 10 L of water was filtered through enclosed polyether sulfone Sterivex™ filter units (Merck Millipore, Darmstadt, Germany) with a pore size of 0.22 µm, using Ismatec MCP peristaltic pump (Avantor, Radnor, PA, USA). Additionally, in 11 monitoring boreholes, up to 48 L of water was filtered through borosilicate glass microfiber Whatman 934-AH membrane filters (Cytiva, Marlborough, MA, USA) with the pore size of 1.5 µm, using LABOPORT® diaphragm vacuum pump (KNF Neuberger, Freiburg, Germany). After filtration, Whatman filters were dried and transferred into DNA-free 2 mL vials. All filters were stored with silica gel at -20°C until further processing.

eDNA processing

Sterivex™ filter units were opened under aseptic conditions using sterilised PVC pipe cutters (sterilised with 0.5% bleach). The filter membrane was cut into small pieces with sterilised scalpel and transferred into 2 mL DNA-free vials, following the procedure described in the Craud et al. (2017). DNA was extracted using Maxwell® RSC PureFood GMO and Authentication Kit (Promega, Madison, WI, USA), according to the manufacturer's instructions, with an additional two-step beat-beating and incubation step. For beat beating, one glass and one metal bead were added to each sample. After the initial incubation, samples were vortexed for 1 minute and beat beaten for 45 seconds. Samples were then incubated for 30 minutes at 56 °C, after which the beat-beating step was repeated. Subsequent steps were performed according to the manufacturer's instructions. Unused Sterivex™ filter unit processed under the same conditions was used as a laboratory filter blank. Additionally, extraction blank (no filter added) was used during extraction process. Extracted DNA concentrations were quantified using NanoDrop™ Eight spectrophotometer (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA).

All samples were amplified by PCR, targeting the V3-V5 region of the 16S rRNA gene, using primers 16S-V3-F (CCTACGGGNGGCWGCAG) and 16S-V5-R (CCGYCAATTYMTTTRAGTTT) (Muyzer et al. 1996). For each sample, two 30 µL PCR reactions were prepared, each containing 15.0 µL RepliQa HiFi ToughMix Master Mix (Quantabio, Beverly, MA, USA), 1.0 µL of each primer, 10.0 µL of nuclease-free water and 3 µL of extracted DNA. A PCR blank (negative control) was included with each batch of reactions to monitor potential contamination. Fragment size was verified by 2.5% agarose gel electrophoresis with ethidium bromide staining. Paired end amplicon sequencing was performed on Illumina MiSeq platform (Illumina, Inc., San Diego, CA, USA) by Eurofins Genomics (Edersberg, Germany).

Bioinformatics

Raw pair-end sequence files were analysed using QIIME 2 v2025.4 software (Bolyen et al. 2019). DADA2 v2024.10.0 plugin (Callahan et al. 2016) was used for quality filtering, denoising, chimera

removal, and inference of amplicon sequence variants (ASVs). Taxonomic assignment of representative sequences was performed using the SILVA 138 reference database (Robeson II et al. 2020), implemented in the QIIME 2 feature-classifier plugin.

Analyses included a comparison of filter effectiveness, calculation of α -diversity indices (Shannon-Wiener and Simpson), and assessment of β -diversity using Principal Coordinates Analysis (PCoA) based on Bray Curtis dissimilarity. All analyses were performed on OTUs identified to the lowest taxonomic level possible, and relative abundances were calculated at the phylum level. Analyses were conducted using R (v4.4.1).

Results

Comparison of the two filter pore sizes was conducted at 10 sampling sites. Sterivex filters with a pore size of 0.22 μm consistently captured a greater number of OTUs than the Whatman filters with a pore size of 1.5 μm at nearly all sampling sites. The only exception was sampling site PIN12, where the Whatman filters yielded more OTUs than the Sterivex filters.

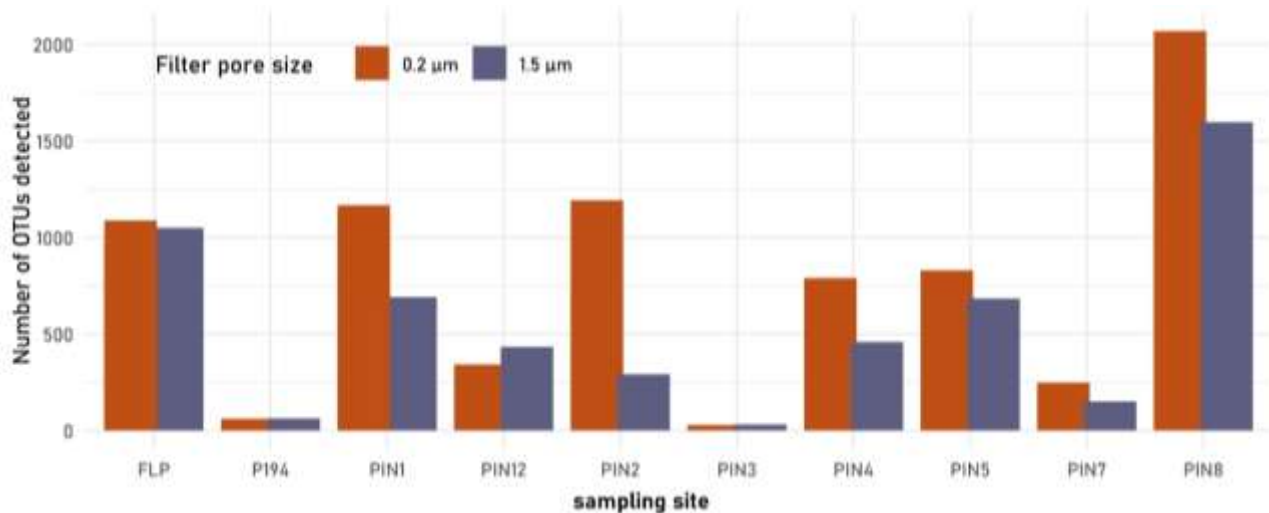


Abb. 2: Comparison of OTU counts obtained using two filter pore sizes across 10 groundwater monitoring boreholes.

The total borehole/well depth across all monitoring borehole sites ranged from 12.5 to 106.0 m. Water levels varied between 4.0 and 29.0 m, resulting in sampling depths ranging from 12.0 to 43.0 m. pH values were consistently neutral, ranging from 7.1 to 7.9. Temperatures were relatively stable across sites, ranging from 10.3 to 14.7 $^{\circ}\text{C}$, with the exception of site PIN2, where temperatures reached 20.6 $^{\circ}\text{C}$. Temperature showed no substantial variation with increasing depth, whereas mean conductivity increased between the 0-19 m and 20-29 m depth ranges before stabilizing at greater depths. Conductivity ranged from 352 to 672 $\mu\text{S}/\text{cm}$ across most sampling sites. Site PIN2 again acted as an outlier, with conductivity reaching 2350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ at the 20-29 m depth range and 1985 $\mu\text{S}/\text{cm}$ at 30-39 m. Oxygen concentrations varied widely among sites in the upper depth ranges, ranging from 0.0 to 10.8 mg/L at 0-19 m and from 0.01 to 9.9 mg/L at 20-29 m. At greater depths, differences between sampling sites were smaller. Oxygen concentrations ranged from 6.09 to 10.04 mg/L at 30–39 m, and from 4.75 to 10.04 mg/L at 40 m depth.

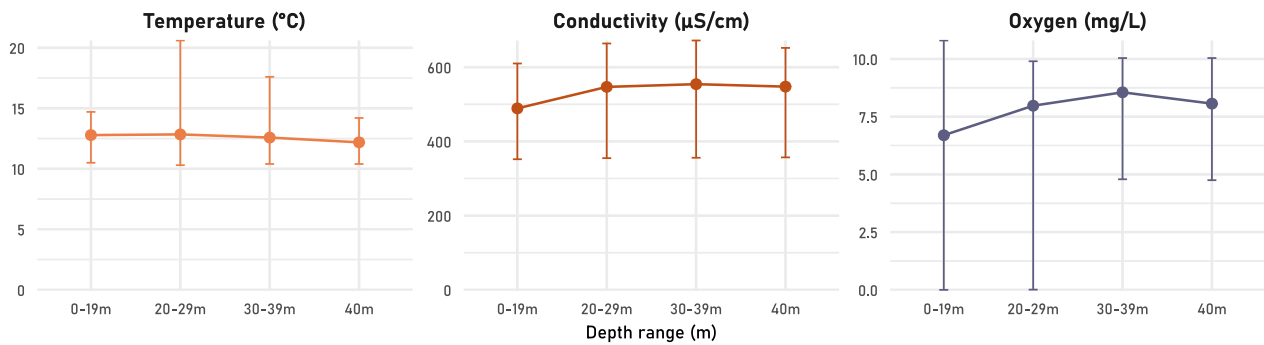


Abb. 3: Environmental conditions across four depth ranges (min, max and mean values). Conductivity values from borehole PIN2 at 20–29 m (2350 μS/cm) and 30–39 m (1985 μS/cm) were removed for data normalization.

The most abundant bacterial phyla in Ljubljansko polje alluvial aquifer is Proteobacteria, which was most common at sampling sites PIN4 and PIN5 and least abundant at LJML. Other prevalent phyla in our samples included Verrucomicrobiota with the highest abundances at sampling sites KL13, ROJ and ZAD; Patescibacteria which dominated at LJML; Bacteroidota, most abundant at VIZ and least abundant P194; and Acidobacteriota and Chloroflexi, both with highest abundances at P194.

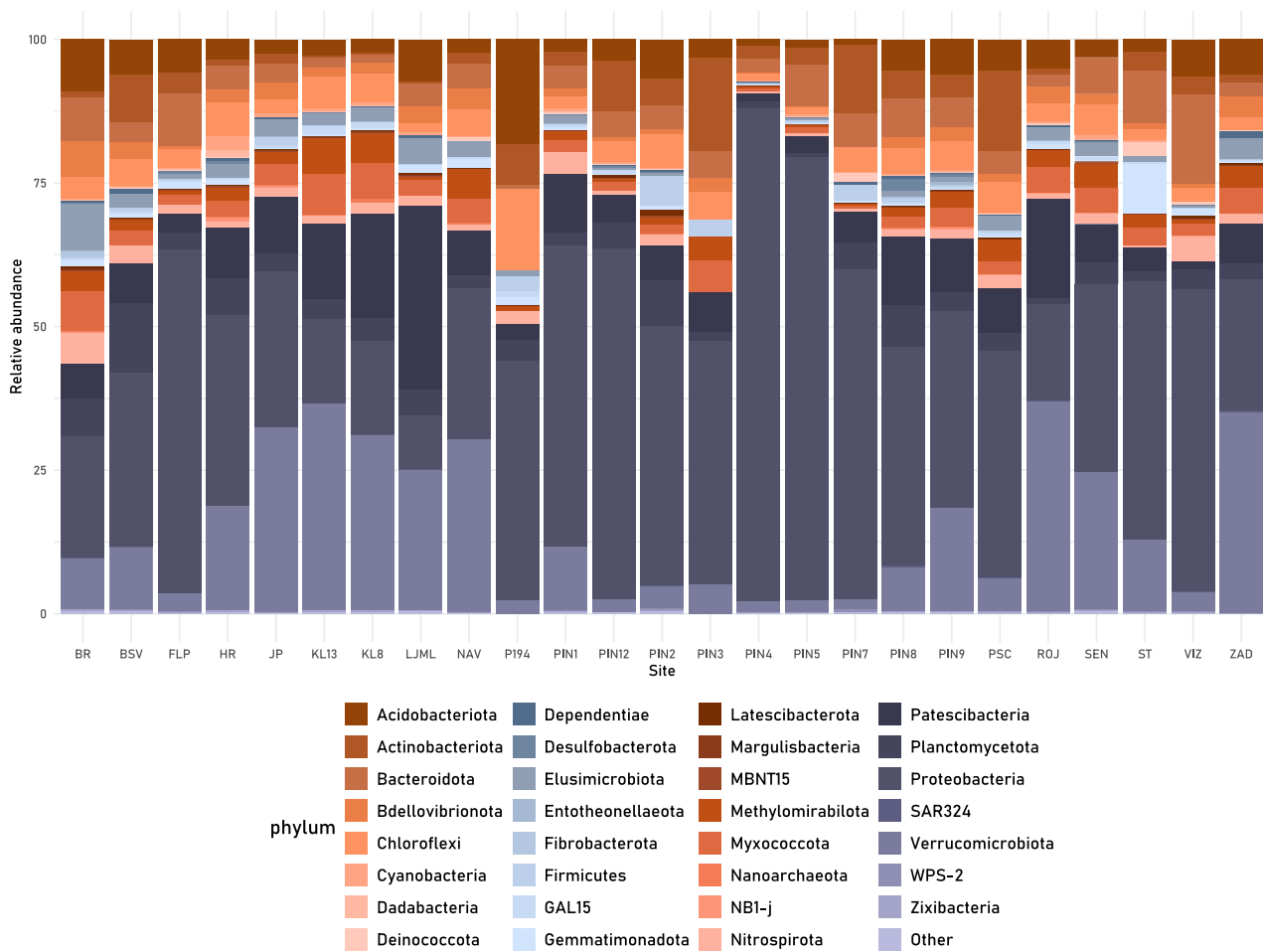


Abb. 4: Relative abundance of bacterial phyla across all sampling sites.

OUT counts varied substantially among sampling sites, ranging from very low at PIN3 (58) and P194 (160) to very high at PIN 8 (4165) and PIN9 (3492). Most other sampling sites exceeded 1000 OTUs, with exception of PIN7 (373), PIN12 (726) and NAV (889).

Both Shannon-Wiener and Simpson indices indicate high and relatively even bacterial diversity across the aquifer. Shannon-Wiener diversity was highest at sampling sites PIN8, PIN9 and BSV, and lowest at PIN3 in PIN4. Simpson diversity exceeded 0.99 at 15 out of the 25 sampling sites, dropping below 0.90 only at one single site – PIN4 (0.855).

Tab. 1: Bacterial OTU counts and alpha-diversity metrics (Shannon–Wiener and Simpson indices) across all sampling sites.

Sampling site	ID	OTUs	Shannon Wiener	Simpson
Brest 2A	BR	2382	6.863	0.997
Hrastje 1A	HR	2643	7.047	0.998
Jarški prod 3	JP	2637	6.701	0.988
Kleče 8A	KL8	2464	6.776	0.996
Kleče 13	KL13	1699	6.584	0.995
Šentvid 2A	SEN	2299	6.347	0.959
Ljubljanske mlekarne	LJML	1011	6.227	0.995
BŠV-1/99	BSV	2570	7.406	0.999
FLP 1/04	FLP	1968	5.895	0.977
LP Navje	NAV	889	6.292	0.997
LP Roje	ROJ	2288	7.045	0.998
LP Stožice	ST	1219	6.039	0.990
LP Vižmarje	VIZ	1396	6.427	0.996
P 1/94	P194	160	4.223	0.976
PINCOME 1	PIN1	2109	6.143	0.982
PINCOME 2	PIN2	2382	6.863	0.997
PINCOME 3	PIN3	58	3.625	0.968
PINCOME 4	PIN4	1011	3.597	0.855
PINCOME 5	PIN5	1311	4.534	0.926
PINCOME 7	PIN7	373	5.180	0.987
PINCOME 8	PIN8	4165	7.657	0.999
PINCOME 9	PIN9	3492	7.546	0.999
PINCOME 12	PIN12	726	5.478	0.980
PSC 1/03	PSC	1633	6.705	0.997
Zadobrova	ZAD	1870	7.054	0.998

Principal Coordinates Analysis (PCoA) of β -diversity, based on the OTUs identified to the lowest possible taxonomic level and using Bray-Curtis dissimilarity index, revealed a clear clustering of sampling sites into three groups. Axis 1 explained 14.3% and axis 2 8.6% of variation. The clusters are clearly separated, with no overlap. The first cluster includes 10 sites, the second 9 and the third 6 sites. The third cluster consists exclusively of wells used for drinking water extraction.

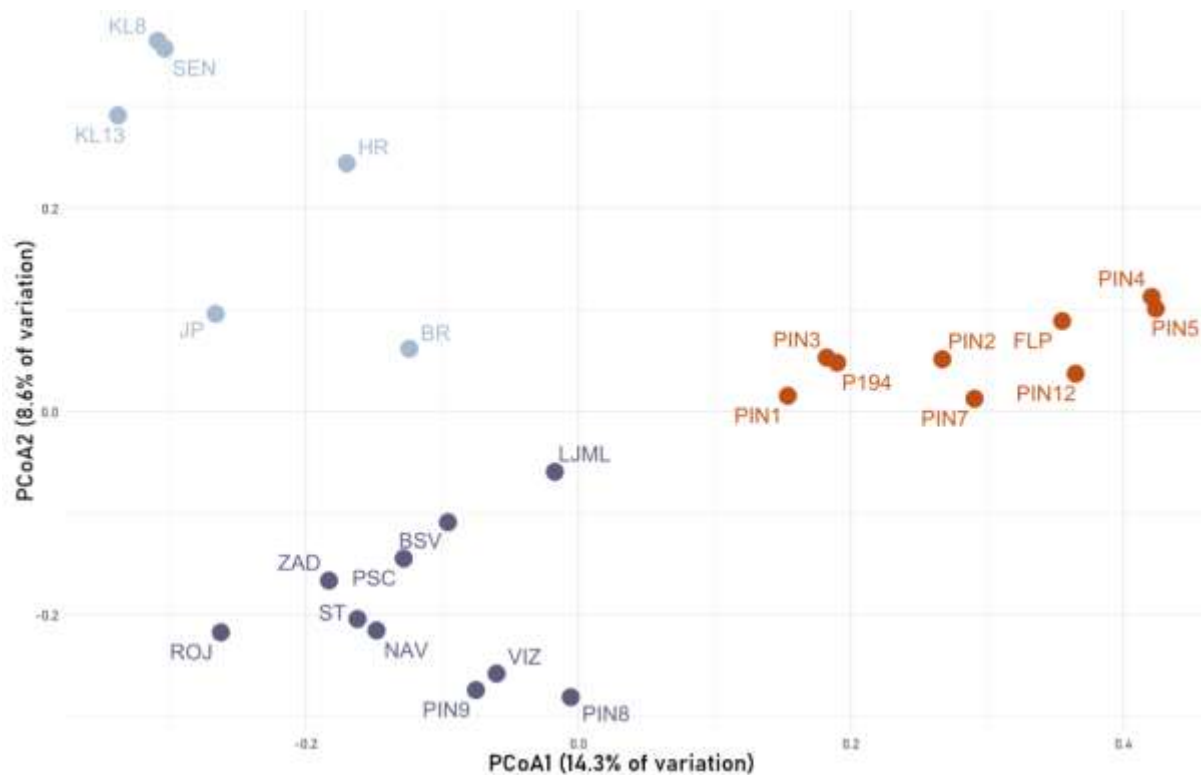


Abb. 5: Results of Principal Coordinates Analysis (PCoA) based on OTUs classified to the lowest possible taxonomic level.

Discussion

Even though many hydrogeological studies have been conducted in the study area, groundwater biodiversity of the alluvial aquifer Ljubljansko polje remained largely unexplored until this study. In our preliminary study, we used environmental DNA (eDNA) to obtain insight into bacterial communities inhabiting the alluvium beneath Ljubljana, the capital city of Slovenia. Because the eDNA approach is still developing and its application to groundwater is still being tested, we first compared two filter types, Sterivex filters with a pore size of 0.22 μm and Whatman with a pore size of 1.5 μm . Given the very low turbidity of alluvial aquifer water and the generally low abundance of DNA compared to surface environments, Sterivex filters were found to be more efficient, capturing a greater number of OTUs than the Whatman filters.

To better understand the distribution of bacterial communities, we also measured key environmental parameters, specifically temperature, conductivity and dissolved oxygen concentrations. Temperature and conductivity were relatively uniform across most sampling sites, with the exception of PINCOME 2 (PIN2), which is located in close proximity to the heating plant in Ljubljana. At this site, temperatures exceeded 20 $^{\circ}\text{C}$ and conductivity surpassed 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dissolved oxygen concentrations showed the greatest variation in the depth range up to 30 m, where some sampling sites showed almost complete oxygen depletion. It is necessary to note that this depth range contained more sampling sites than the deeper ranges, as several boreholes had maximum depths shallower than 30 m.

The most abundant bacterial phyla in Ljubljansko polje alluvial aquifer is Proteobacteria, commonly dominant phyla in groundwater, that includes taxa involved in nitrogen cycles and adapted to oligotrophic environments (Griebler & Lueders 2009). Other prevalent phyla in our samples included Verrucomicrobiota, Patascibacteria, Bacteroidota, Acidobacteriota, Chloroflexi, Planctomycetota,

Actinobacteriota, Myxococcota, and Methyloirabilota, many of which are associated with organic matter degradation, biofilm formation, or specialized groundwater niches (Nixon et al. 2019; Zhong et al. 2023). None of the phyla detected is strictly specialised for groundwater habitats as all of them occur also in other environments (Griebler & Lueders 2009).

OTU counts and alpha diversity statistics (Shannon-Wiener and Simpson) were highest in PIN8 and PIN9, while OTU count was lowest in PIN3 and biodiversity indices were lowest in PIN4, where Proteobacteria was the dominant phylum. Interestingly, PIN8 and PIN9 exhibited very low oxygen concentrations, and detergent pollution from a nearby concrete plant was observed. We hypothesize that this detergent pollution might serve as a source of nutrients for specific bacterial phyla, resulting in elevated OTU counts and alpha diversity in these sites (Gill et al. 2023). Another important factor is that both PIN8 and PIN9 are located near the Sava river, making them more hydrologically connected to surface water.

Microbial beta diversity analysis clearly separates the sampling sites in Ljubljansko polje aquifer into three groups. One group distinctly separates water supply wells (BR, HR, JP, KL8, KL13, and SEN) from the other sites. Typical bacterial taxa in this group include Verrucomicrobiota (*Candidatus Omnitrophus*) and Sulfuritalea. The remaining two groups are also clearly differentiated based on bacterial composition, although the factors driving this separation remain unclear. The only potential difference we observed between these two groups was the maximum depth of the boreholes: one group consist mostly of sampling sites where the total depth exceeds 50 m (with one exception - PIN3 at 48 m), whereas the other group includes sites where all but one borehole were shallower than 50 m. Both groups are dominated by Proteobacteria, with the shallower group characterized by OTUs from *Sphingomonas*, *Longimicrobium*, and *Xanthobacteraceae*, and the deeper group by OTUs from *Aquabacterium*, *Pseudomonas*, and *Azospira*.

To gain a comprehensive understanding of the ecosystem composition and biodiversity patterns in the alluvial aquifer of Ljubljana, the next step in this study is to analyse the fungal and faunal communities using ITS and COI PCR markers. With further optimization of the eDNA methodology for the specific condition of the alluvium, we aim to establish a protocol for ecosystem-based groundwater monitoring.

Conclusions

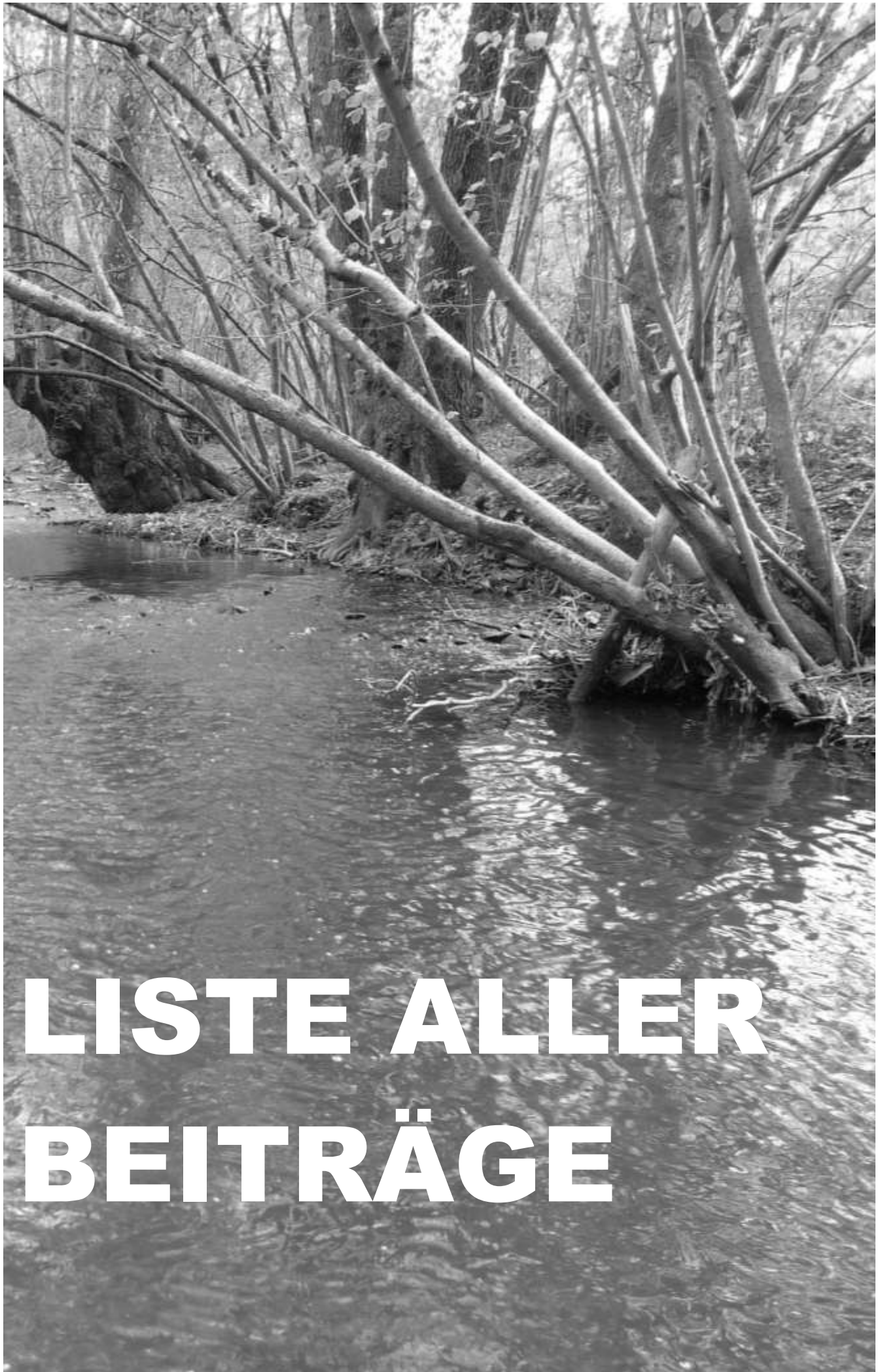
Alluvial aquifer Ljubljansko polje supports a diverse microbial community that varies across the aquifer. Shallower boreholes located closer to the Sava river and exposed to external pollution exhibited the highest OTU counts and the most diverse bacterial compositions. Variation in the bacterial community composition appears to be influenced by the distinct hydrogeological condition at each sampling site, but further analysis of the chemical and physical properties of the aquifer is needed to fully understand the observed biodiversity patterns in bacterial communities.

Acknowledgements

This research was funded by P1-0255, provided by the Slovenian Research and Innovation Agency (ARIS) and the Interreg Alpine project MARGIN - Managing Groundwater Sustainability in Urban Areas. The authors thank the Slovenian Environmental Agency, Municipality of Ljubljana, the company JP VODOVOD KANALIZACIJA SNAGA d.o.o. and National Laboratory for Health, Environment, and Food for the access to the boreholes and wells and technical support.

Literature

- Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., Alexander, H., ..., Caporaso, J. G. (2019): Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature biotechnology*, 37, 852-857. <https://doi.org/10.1038/s41587-019-0209-9>
- Bračič Železnik, B., Pintar, M., Urbanc, J. (2005): Naravne razmere vodonosnika. In: Rejc Brancelj, I., Smrekar, A. & Kladnik, D. *Geografija Slovenije* 10, Podtalnica Ljubljanskega polja. Založba ZRC, Ljubljana.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., Holmes, S. P. (2016): Dada2: high-resolution sample inference from illumina amplicon data. *Nature methods*, 13(7), 581. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>.
- Craud, P., Vigeneron, A., Fradette, M. S., Charette, S. J., Rodriguez, M. J., Dorea, C. C., Culley, A. I. (2017): Open the Sterivex™ casing: An easy and effective way to improve DNA extraction yields. *Limnology and Oceanography Methods*, 15(12), 1015-1020. <https://doi.org/10.1002/lom3.10221>
- Dumnicka, E., Pipan, T., Culver, D. C. (2020): Habitats and Diversity of Subterranean Macroscopic Freshwater Invertebrates: Main Gaps and Future Trends. *Water*, 12(8), 2170. <https://doi.org/10.3390/w12082170>
- Gill, S. p., Snelling, W. J., Dooley, J. S. G., Ternan, N. G., Banat, I. M., Arnscheidt, J., Hunter, W. R. (2023): Biological and synthetic surfactant exposure increases antimicrobial gene occurrence in a freshwater mixed microbial biofilm environment. *MicrobiologyOpen*, 12(2). <https://doi.org/10.1002/mbo3.1351>
- Goldscheider, N., Hunkeler, D., Rossi, P. (2006): Review: Microbial biocenoses in pristine aquifers and an assessment of investigative methods. *Hydrogeology Journal*, 14, 926-941. <https://doi.org/10.1007/s10040-005-0009-9>
- Griebler, C., Lueders, T. (2009): Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 54(4), 649-677. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02013.x>
- Hahn, H. J., Fuchs, A. (2009): Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in south-western Germany. *Freshwater Biology*, 54(4), 848-860. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02132.x>
- Hancock, P. J., Boulton, A. J., Humphreys, W. F. (2005): Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeology Journal*, 13, 98-111. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0421-6>
- Herman, J. S., Culver, D. C., Salzman, J. (2001): Groundwater Ecosystems and the Service of Water Purification. *Stanford Environmental Law Journal*, 20, 479-495.
- Marmonier, P., Galassi, D. M. P., Korbek, K., Close, M., Datry, T., Karwautz, C. (2023): Groundwater biodiversity and constraints to biological distribution. In: Malard, F., Griebler, C., Retaux, S. *Groundwater Ecology and Evolution*, Second Edition. Academic Press, Cambridge.
- Muyzer, G., Hottentrager, S., Teske, A., Wawer, C. (1996): Denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified 16S rDNA. A new molecular approach to analyze the genetic diversity of mixed microbial communities. In: Akkermans, A. D. L., van Elsas, J. D., de Bruijn, F. J. (Eds.). *Molecular microbial ecology manual*, Kluwer Academic Publishing, Dordrecht.
- Nixon, S. L., Daly, R. A., Borton, M. A., Solden, L. M., Welch, S. A., Cole, D. R., ..., Wrighton, K. C. (2019): Genome-Resolved Metagenomics Extends the Environmental Distribution of the Verrucomicrobia Phylum to the Deep Terrestrial Subsurface. *mSphere*, 4(6). <https://doi.org/10.1128/mSphere.00613-19>
- Robeson II, M. S., O'Rourke, D. O., Kaehler, B. D., Ziemski, M., Dillon, M. R., Foster, J. T., Bokulich, N. A. (2020): RESCRIPT: Reproducible sequence taxonomy reference database management for the masses. *bioRxiv*.10.05.326504. <https://doi.org/10.1101/2020.10.05.326504>.
- Sha, C., Wu, J., Shen, C., Wu, J., Yan, Z., Wang, M. (2023): The ecology of bacterial communities in groundwater of industrial areas: Diversity, composition, network, and assembly. *Environmental Pollution*, 322, 121207. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121207>
- Urbanc, J., Jamnik, B. (1999): Izotopske raziskave podzemne vode Ljubljanskega polja. *Geologija*, 41, 355-364.
- Vrzel, J., Ralf, L., Vižintin, G., Ogrinc, N. (2019): An integrated approach for studying the hydrology of the Ljubljansko Polje aquifer in Slovenia and its simulation. *Water*, 11(9), 1753. <https://doi.org/10.3390/w11091753>
- Zhong, S., Zhou, S., Liu, S., Wang, J., Dang, C., Chen, Q., ..., Ni, J. (2023): May microbial ecological baseline exist in continental groundwater? *Microbiome*, 11, 152. <https://doi.org/10.1186/s40168-023-01572-4>



LISTE ALLER BEITRÄGE

Die Abstracts aller Beiträge finden sich im Abstractband der Jahrestagung 2025 im Archiv der DGL-Tagungshomepage unter <https://www.dgl-jahrestagungen.de/archiv.html>

PLENARVORTRÄGE

Rethinking aquatic biodiversity challenges in the context of global change
Florian Altermatt

The triple planetary crisis and freshwater ecosystems
Ralf B. Schäfer

Ein ganz besonderer Feuchtgebietstyp – Moore und ihre Ökosystemleistungen in Deutschland, Europa und weltweit
Franziska Tanneberger

VORTRÄGE NACHWUCHSPREIS

Frequency and Intensity Matter: How Extreme Events Shape Phytoplankton Functioning
Anika Happe

Fit for Purpose! Rethinking Biomonitoring in the Face of a Changing World
Till Macher

Bridging Land and Water: The Role of Riparian Forests for Freshwater Food Webs
Rebecca Oester; Florian Altermatt; Andreas Bruder

POSTERPREIS

Von der Pandemie ins Ökosystem – DDAC und seine toxische Spur im Fließgewässer
Mario Armann; Simon Hornung; Jörg Oehlmann; Jonas Jourdan

Does history matter? – Disentangling the role of acclimation & adaptation in multi-stress response heterogeneity
Marie Brasseur; Ralf Schäfer

Form bestimmt Befall? – Wie morphologische Merkmale die Parasitierung von Simuliiden (Kriebelmücken) beeinflussen
David Buser; Alfons Renz

Assessing Effects of Resource Utilization in Freshwater Host Endosymbiont Systems under Environmental Change
Jule von Berg

Building Bridges in Aquatic Phenology Through a Europe-Wide ECR Network: EUPHORIA
Simon Wentritt

VORTRÄGE

A hydrologically informed agricultural land use intensity index to assess the ecological impacts on streams and rivers

Michael Kyei Agyekum; Devanshi Pathak; Alina Kindinger; Rohini Kumar; Dietrich Borchardt; Markus Weitere; Karin Frank; Mechthild Schmitt-Jansen; Mario Brauns; Olaf Büttner; Patrick Fink; Ulrike Scharfenberger

Protist evolution and geological phenomena - speciation in saline water bodies of the Atacama Desert

Hartmut Arndt; Sabine Schiwitza; Alexandra Lennartz; Frank Nitsche

Multiskalare Fernerkundung zur Ergänzung von in-situ-Monitoringmethoden – am Beispiel von Phytoplankton in der Mosel

Björn Baschek; Tobias Brehm; Marco Herrmann; Daniel Koch; Franziska Klotz; Christopher Nicholls; Ole Rössler; Thomas Hoffmann; Julia Kleinteich

Aktive Wiederbesiedlung zur Verbesserung des ökologischen Zustands? – Möglichkeiten und Grenzen an sächsischen Fließgewässern

Tine Berg; Daniel Schmidt; Elisabeth Meinel; Norbert Große; Lukas Gunzelmann; Nora Franzke; Rainer Kruspe; Dietrich Hanspach; Johannes Kranich

Glyphosat aus Haushaltschemikalien? Wie Langzeitmonitoring Quellensuche ermöglicht

Sarah Bieger; Lisa Engelbart; Jennifer Kaupp; Katharine Thompson; Lukas Ude; Carolin Huhn

Trockenheit und Niedrigwasserphasen als Herausforderungen für die Wasserwirtschaft – Erfahrungen aus Thüringen

Antje Bierschenk; Paul Strobel; Marius Luhn; Holger Diening

Hehre Ziele, wenig Evidenz? Auf dem Weg zu einem ganzheitlichen Effekt-Monitoring naturbasierter Gewässerlösungen

Sebastian Birk

Degradation and recovery of microbial ecosystem functions in rivers exposed to multiple stressors

Verena Brauer; Daria Baikova; Una Hadziomerovic; Iris Madge Pimentel; Philipp Rehsen; Dominik Buchner; Rainer Meckenstock

Can restoration compensate for the adverse effects of climate change on stream ecosystems?

Mario Brauns; Markus Hentschel

Validierung satellitenbasierter Trübungs- und Chlorophyll-a-Daten für große Fließgewässer: Erfahrungen von Rhein und Mosel

Tobias Brehm; Marco Herrmann; Franziska Klotz; Thomas Hoffmann; Julia Kleinteich; Björn Baschek

Scaling-up DNA-based biomonitoring

Dominik Buchner; Florian Leese

Color: an overlooked factor in environmental degradation of polyethylene

Vaibhav Budhiraja; Prashant Mani Shandilya; Luka Pavko; John I. Garver; Andrej Kržan

Impact of iron and sulphate pollution on benthic biogeochemistry in selected water bodies of the Spreewald

Céline Cera; Maria Isabel Arce Sanchez; Tobias Goldhammer

Wie der Flussausbau die Resilienz von Auengewässern im Klimawandel mindert

Luisa Coder; Andreas Musolff; Yvonne Rosenlöcher; Kay Knöller; Jörg Tittel

Konflikte und Naturschutzaspekte im Bibermangement - Ein Überblick

Lutz Dahlbeck

Revolution with a jam - The future of water monitoring using the example of zooplankton (metabarcoding, FlowCam, Zooscan, ...)

Rainer Deneke

Waves under control? A meta-analysis of morphological restoration as a strategy to mitigate navigation-induced disturbances

Anna-Lisa Dittrich; Mario Brauns; Thomas Hein; Olena Bilous; Andrea Funk;

Paul Meulenbroek; Elisabeth Bondar-Kunze

Tools to address the longitudinal connectivity in spatial freshwater biodiversity science

Sami Domisch; Marlene Schürz; Afroditi Grigoropoulou; Vanessa Bremerich; Giuseppe Amatulli; Yusdiel Torres-Cambas; Thomas Tomiczek; Merret Buurman; Markus Konkol; Jaime Garcia Marquez

Erfolgskontrolle zur renaturierten Lenne im Bereich Hagen (ERKON Lenne 2025-27)

Jörg Drewenskus

Europe-wide Wastewater Survey Reveals Distinct Biogeography & Seasonality of Bacteria, Fungi, Protists, and Animals.

Kenneth Dumack

Die Quagga-Muschel in den Talsperren des Ruhrverbandes (NRW) - Verbreitung, ökologische Auswirkungen und Folgen für die Bewirtschaftung

Lucas Eckel; Christina Meinert-Berning; Markus Köhlmann; Joanna Landgraf;

Therese Dreier; Annette Schossig; Jochen Türk; Thomas Korte

Urban land use and wastewater inputs limit ecological status in freshwater streams

Daniel Enns; Nathan Baker; Jörg Oehlmann; Jonas Jourdan

Assessing the Impact of Urbanization on Fish: Gill Transcriptomic Responses of *Cottus rhenanus* to Multiple Stressors in One of Europe's Most Populated Catchments

Camilo Escobar-Sierra; Kathrin Lampert

Tetrabromobisphenol A (TBBPA): Effect on Different Life Stages and Transgenerational Toxicity in *Lymnea stagnalis*

Obianuju Oluchukwu Eze; Mechthild Schmitt-Jansen; Eberhard Küster; Stefan Lips

Veränderungen der taxonomischen und funktionalen Struktur von Makrozoobenthosgemeinschaften in neu trockenfallenden Bächen Nordrhein-Westfalens

Christian K. Feld; Christian Schürings

Linking the recovery of stream invertebrate community composition and associated ecosystem functionality – implications for restoration success

Patrick Fink; Julia Pasqualini; Christine Anlanger; Daniel Von Schiller; Isabel Munoz; Francesc Sabater; Andrea Butturini; Margarita Menendez; Clara Mendoza-Lera; Andreas Lorke; Markus Weitere; Mario Brauns

Ökotoxikologische Bewertung von Grundwasser im Hessischen Ried

Christian Forberg; Carolin Bertold; Klaus Schwenk; Hannah Rau; Hans-Jürgen Hahn; Heide Stein; Sven Berkhoff; Gerhard Schertzinger; Thomas Riedel; Wolfram Seitz; Joana Flottmann; Henner Hollert; Sabrina Schiwy

Landesprogramm „100 Wilde Bäche für Hessen“ – Praxiserfahrungen in der Wiederherstellung aquatischer Ökosysteme von der Quelle bis zur Mündung

Simon Führer; Adrienne Muelenz; Sara Zabel; Ingo Pfeiffer

PoolSeq im genetischen Monitoring - Genetische Diversität des Aalmuttergenoms im Wandel der Zeit

Nico Fuhrmann; Henrik Krehenwinkel; Christoph Mayer; Stefan Prost

Schwarzer Tod? Auswirkungen von Reifenabrieb auf Flohkrebse und Eintagsfliegenlarven

Friederike Gabel; Marie Abraham; Annika de Fries; Bjela Eymann; Jan Humpohl; Johanna Jücker; Christine Konopka; Johanna Lengers; Elena Lepping; Paulina Schmidt

Mapping parasites in polluted waters: Spatial patterns of acanthocephalan infections in freshwater crustaceans

Anna-Louise Gabriel; Jonas Jourdan; Sarah Cunze; Jule Sabel; Sven Klimpel

Measuring overall functional diversity by aggregating its multiple facets: functional richness, biomass evenness, trait evenness, and dispersion

Ursula Gaedke; Laurie A. Wojcik; Ellen van Velzen; Toni Klauschies

Co-occurring heatwaves and low-oxygen events in the Elbe Estuary

Ovidio Garcia-Oliva; Dr Carsten Lemmen; Kai Wirtz

Fischabstieg an Querbauwerken in großen, schiffbaren Flüssen

Simon Geist; Martin Zschke; Detlev Ingendahl

Urbanes Grundwasser in der Raum- und Umweltplanung in Berlin (Teilprojekt 5 im Projekt CHARMANT (Lurch))

Lisa Gerdes

Towards understanding stream ecosystem processes at large spatial scale

Mark O. Gessner

Ecological overview and assessment of an urban aquifer – an example from Berlin

Fabien Glatting; Lars Schmid; Hannes Hemmerle; Marielle Geppert; Jens Bölscher; Philipp Blum; Kathrin Menberg

Human-driven nutrient imbalances rule rivers worldwide: A call for stoichiometric thinking

Alexander Bartusch; Felipe Saavedra; Anika Große; Carolin Winter; Pia Ebeling; Julia Pasqualini; Michele Meyer; Lindsey Aman; Linus Schauer; Alexander Hubig; Yao Li; Andreas Musolff; Rohini Kumar; Daniel Graeber

Evaluation of carotenoid dynamics as indicator of phytoplankton community responses to temperature, herbicide, and predator stress in a freshwater mesocosm

Ksenia Groh; René Schönenberger; Leonie Haferkemper; Christoph Vorburger; Markus Hermann

Modelling lateral water exchange between main and side channels in the Elbe Estuary (Germany) using a coupled physical-biogeochemical model.

Enzo Gronchi; Jens Wyrwa; Fabian Grosse

Untersuchungen zur Entwicklung des Sauerstoffhaushalts in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024

Fabian Große; Sven Gundlach; Claudia Thormählen

Biogeochemical Cycling of Manganese and Prokaryotic Interactions at the Sediment-Water Interface in the Wahnbach Reservoir

Lea Hahn; Solveig Tabea Vriesen; Gabriele Packroff; Jutta Meier; Werner Manz

Haben die zunehmenden Characea-Wiesen einen Einfluss auf die Ökologie und die Verbreitung der Quagga-Muscheln im Bodensee?

Almut J. Hanselmann; Alexandra Enns; Dietmar Straile

Nutrient pulse scenarios drive contrasting patterns in the functional stability of freshwater phytoplankton

Anika Happe; Bence Buttyán; Bence Gergác; Silke Langenheder; Sebastian Neun; Stella A. Berger; Jens C. Nejtgaard; Maren Striebel

Biologische Invasionen in europäischen Binnengewässern: Relevanz, Dynamik und Kosten eines unterschätzten Stressors

Phillip J. Haubrock

De Novo Whole Genome Assemblies of Unusual Case-Making Caddisflies (Trichoptera) Highlight Genomic Convergence in the Composition of the Major Silk Gene (h-fibroin)

Jacqueline Heckenhauer; Xiling Deng; Paul B. Frandsen; Ryoichi B. Kuranishi; Steffen U. Pauls

Taxonomical Community Composition of Emerging Aquatic Insects of the Oder River and its Floodplains after the 2022 Catastrophe

Nadja Heitmann; Tarn Preet Parmar; Janine Rüegg; Dominik Martin-Creuzburg

Aquatic plant-associated toxic cyanobacteria – a new threat to freshwater ecosystems

Sabine Hilt; Pablo Barrancos; Elena Bezzubova; Keith Bouma-Gregson; Haowu Cheng; Lea Drescher; Petr Dvorak; Hans-Peter Grossart; Ferdi Hellweger; Sven Meißner; Michael Monaghan; Timo Niedermeyer; Charlotte Schampera; Nikola Stankovic

Entwicklung eines ökotoxikologischen Bewertungssystems für Fließgewässer

Delia Lara Hof; Thomas Bing; Klaus Peter Ebke; Sebastian Heß; Jörg Oehlmann; Andrea Sundermann; Matthias Oetken

gwTriade – Ecological and Ecotoxicological Groundwater Quality Monitoring Based on an Integrative Triad Approach

Henner Hollert

Talsperren im Klimawandel: Entwicklung und Anwendung neuer molekularbiologischer Nachweismethoden für Cyanobakterien

Chiara Holzer; Michael Hügler; Johannes Ho; Claudia Stange; Anna Poulionaki; Carolin Schweikart; Gabriele Packroff; Julia Nuy; Alexander Probst; Andreas Tiehm

Ökotoxikologische Effekte und Reaktionen von Makroinvertebraten als Indikatoren für den Erfolg von Flussrenaturierungen

Sarah Hörchner; Ariane Moulinec; Andrea Sundermann; Jörg Oehlmann; Matthias Oetken

Environmental drivers of biodiversity in the Elbe - North Sea river-sea continuum

Lili Hufnagel; Norbert Kamjunke; Markus Weitere

Having IMPACT on monitoring parasite diversity – towards evaluating eDNA as an integrative tool for studying fish parasites

Kamil Hupalo; Celine Sassor; Mia Merle Führen; Daniel Grabner; Dominik Buchner; Milen Nachev; Sebastian Prati; Florian Leese; Isabel Blasco-Costa; Christian Selbach; Rachel Paterson; Bernd Sures

Bekannte Reaktionen, neue Einsichten: Die Rolle des Sauerstoffs bei der Phosphorfestlegung in Seesedimenten

Michael Hupfer

Heat tolerance in the *Daphnia longispina* species complex

Maja Ilić; Clara Mangold; Timm Maes; Matthias Schott; Markus Möst

Climate Projections of Extreme Events of Water Temperature in the Waterways Rhine and Moselle

Mayra Ishikawa; Helmut Fischer; Marieke Frassl

Verbreitung der Grundwasserfauna in Norddeutschland: Erster Versuch einer biogeographischen Gliederung

Anne Jäger, Hans Jürgen Hahn

Zwischenbilanz für den BioAu Praxistest zur biozönotischen Erfolgskontrolle von Ufer- und Auenrenaturierungen am Beispiel der Lippe

Kathrin Januschke; Mathias Scholz; Daniel Hering; Damien Biehs; Ramona Braun; Annika Hartges; Carolin Schüttenberg; Friedrich Darnstaedt; Georg Rieland; Veronika Ullmann; Andrea Rumm; Klaus Groh; Barbara Stammel

Integrated mass spectrometry and eDNA analysis revealed reduced sequence-based community biodiversity associated with cumulative chemical stress in a human-impacted freshwater ecosystem

Shan Jiang; Florian Altermatt; Jianghua Yang; Xiaowei Zhang

Forgotten Streams? Why headwaters deserve our attention

Jonas Jourdan

Bewertung im Trockenem? Herausforderungen durch regelmäßig trockenfallende Fließgewässer in der WRRL-Bewertung

Nina N. Kaiser; Elias Schmidt

Aktuelle Entwicklungen zur Ausbreitung des Bibers in Hessen und mögliche Effekte auf den ökologischen Zustand von Gewässern

Nina N. Kaiser; Jessica Rosenbaum

Food quantity and quality modulate inducible defences in a common predator-prey system
Marvin Kiene; Matthias Schott; Dominik Martin-Creuzburg; Christian Laforsch

Anwendung einer Biotestbatterie zur ökotoxikologischen Beurteilung der Wasserqualität in 15 Schweizer Fließgewässern
Cornelia Kienle; Nadine Bramaz; Andrea Schifferli; Daniel Olbrich; Anne-Sophie Voisin; Inge Werner; Etienne Vermeirssen; Benoit Ferrari

Improving European biodiversity research – diatom digital imaging in DNAquaIMG
Michael Kloster; Dina Abdelmguid; Andrea Burfeid Castellanos; Benoit Paix; Frédéric Rimet; Maria Kahlert; Bánk Beszteri

Are land use effects trickling underground? Implications on stygofauna and current drinking water protection buffers
Mara Knüsel; Roman Alther; Florian Altermatt

The Influence of biodiversity and biotic interactions on the early stages of phytoplankton bloom formation
Sophia Kopp; Maria Stockenreiter; Herwig Stibor

Die Umweltprobenbank des Bundes – Langzeittrends für die Chemikalienbelastung und biologische Vielfalt der Gewässer
Jan Koschorreck; Bernd Gökener; Sebastian Eilebrecht; Henner Hollert; Vanessa Runge; Robin Schütz; Florian Leese

Konnektivitätsverlust in Flussnetzwerken: Erkenntnisse aus Analysen der longitudinalen, lateralen und temporalen Dimension
Johannes Kowal; Andrea Funk; Gertrud Haidvogel; Severin Hohensinner; Thomas Hein

Erkennen und Verstehen eines unerwarteten ökologischen Desasters: Ausfälle von Unterwasserwiesen und Potentiale der Anwendung von Konzepten holistischer kausaler Attribution auf die Ergebnisse längerjähriger Beobachtung.
Christiane Krambeck

Harmonisierung von Diatomeen-Taxalisten, die auf Morphologie und molekularen Daten basieren
Wolf-Henning Kusber; Nérida Abarca; Oliver Skibbe; Regine Jahn; Jonas Zimmermann

Artificial infiltration over forest soil as nature-based solution to reduce DOC in a reservoir tributary
Maximilian Lau; Annelie Ehrhardt; Prof. Karsten Kalbitz; Erik Nestler; Conrad Jackisch

Towards standardised aquatic bio(diversity)monitoring with genetic tools
Florian Leese

Die Rückkehr der Fische in die Nidda –ein Blick unter die Wasseroberfläche
Gottfried Lehr

eDNA-based Insights into biodiversity and ecological responses in subtropical rivers of southern China
Feilong Li

How to reproduce in the Siberian winter: proteome dynamics reveals the timing of reproduction-related processes in an amphipod species endemic to Lake Baikal

Polina Lipaeva; Polina Drozdova; Kseniya Vereshchagina; Lena Jakob; Kristin Schubert; Daria Bedulina; Till Luckenbach

OMICs-based insights into tolerance induction and community composition of chronically herbicide-exposed periphyton and its altered productivity

Stefan Lips; Floriane Larras; Philippe Veber; Stephan Schreiber; Elise Billoir; Marie-Laure Delignette-Muller; Mechthild Schmitt-Jansen

Ein neuer Ansatz der Fluoreszenzspektroskopie zur Bestimmung von Phytoplankton

Detlev Lohse; Hanno Dahlhaus; Christian Moldaenke

Leaf it to the Microbes: Decomposition of Leaf Litter from Native and Non-Native Trees in Streams

Anna Marie Lüdeke; Ulrike Haase; Thea Hose; Uli Klümper; Thomas U. Berendonk

Kolmation als unterschätzter Degradationsfaktor – Entwicklung eines faunistischen Bewertungsschemas

Teresa Luftensteiner; Heide Stein; Hans Jürgen Hahn

Seasonal Variation of the Maximum Colonization Depth (Z₀) of Macrophytes in a Protected Lake: Interactions Between Abiotic and Biotic Drivers

Alena-Maria Maidel; Klaus van de Weyer; Rhena Schumann; Darryl Anthony Maglalang Valino; Hendrik Schubert

Blooms like it hot, but mussels do not: Influence of invasive quagga mussels on phytoplankton during heatwaves

Jonas Mauch; Mairer Erize Gardoki; Raphael Neiling; Jan Köhler; Sven Teurlinckx; Lilith Kramer; Robert Schwefel; Mandy Velthuis; Naiara López-Rojo; Sabine Hilt

Land use affects the chemical and ecological quality of groundwater within drinking water catchments

Rainer U. Meckenstock; Isabell Erdmann; Verena Brauer; Peter Dümpe; Tobias Licha

Seasonal and Spatial Dietary Flexibility in the European Pond Turtle (*Emys orbicularis*) Revealed by eDNA Metabarcoding

Johannes Meka; Karina A. E. van der Zon; Melina J. Werner; Juliane Romahn; Damian Baranski; Leonie Schardt; Miklós Bálint; Mihails Pupins; Artūrs Škute; Natalja Škute; Jean-Yves Georges; Kathrin Theissinger

Connectivity to the Main River alters Microbial Controls on Phosphorus Release in an Elbe Floodplain

Michele Meyer; Matthias Koschorreck; Markus Weitere; Daniel Graeber; David Kneis; Nuria Perujo

Videobasiertes Langzeitmonitoring von Fischen an Fischeaufstiegsanlagen in Bundeswasserstraßen

Bernd Mockenhaupt; Nicole Scheifhacken; Cornelia Schütz

eDNA monitoring of a large river using long-read sequencing

Daniel Wewer; Katrin Kiemel; Michael Monaghan

Linking Micropollutants Toxicity and Macroinvertebrate Communities in German Rivers Using AI-Based Toxicity Predictions

Ariane Moulinec; Fabian G. Weichert; Henner Hollert; Sarah Johann; Andrea Sundermann

Assessing chemical pollution with biomonitoring approaches in streams and rivers

Ariane Moulinec; Jens Arle; Henner Hollert; Sarah Hörchner; Sarah Johann; Cornelia Kienle; Matthias Oetken; Andrea Sundermann

Growth rate and functional response of an aquatic ciliate exposed to different microplastic concentrations

Hedda L. Müller; Daniel M. Perkins; Susanne Grünewald; Julia Reiss; Katherin Restrepo-Sulez; Anne Robertson; Andrea Perna

PSM-Biodiv – Ereignisbasiertes Monitoring von Pflanzenschutzmitteleinträgen und deren ökotoxikologische Bewertung in kleinen Fließgewässern der Wetterau (Hessen)

Leslie Nedwed

Light intensity and spectrum interactively affect nutritional constraints between phytoplankton and zooplankton

Sebastian Neun; Alexander Wacker; Maren Striebel

Fischwanderung über eine Fischaufstiegsanlage - Erkenntnisse aus radiotelemetrischen Untersuchungen

David Nijssen; Nicole Scheifhacken; Damien Sonny; Falko Wagner; Daniel Schmidt; Matthias Pitsch; Cornelia Schütz; Matthias Scholten

Integration molekularer Methoden in das Zooplanktonmonitoring – Ein Vergleich von Metabarcoding und klassischer Taxonomie im Bodensee

Petra Nowak; Simone Eckenfels; Andrea Waldinger; Petra Teiber-Sießegger; Thorsten Rennebarth

Totgesagte leben länger – Ergebnisse eines Langzeitmonitorings mit Gastropoden über 35 Jahre zur Wirksamkeit des Verbots von Tributylzinnverbindungen als Antifouling-Biozid

Jörg Oehlmann; Andrea Dombrowski; Matthias Oetken; Ulrike Schulte-Oehlmann

From input to impact: Spatial variability of residence times in soil and groundwater determine response times to reduction measures in Central European river systems

Anna Oprei; Markus Venohr

Long-term phytoplankton trends from two Brandenburg lakes in response to catchment restoration

Tarn Preet Parmar; Jacqueline Rücker; Janine Rüeegg; Brigitte Nixdorf; Dominik Martin-Creuzburg

Climate Change and Phytoplankton in Drinking Water Reservoirs: Methodological Challenges and Long-Term Trends.

Thomas Petzoldt

WATCH: A comprehensive WATER CHEMISTRY dataset for German freshwater systems

Theresa Piana; Ariane Moulinec; Andrea Sundermann; Ralf B. Schäfer; Elisabeth Berger

Naturbasierte Lösungen für Konnektivitätszuwachs der Donau und ihrer Auen (EU-Projekt Danube4all)

Martin Pusch

Neue Perspektiven auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in Grundwasserökosystemen durch (e)DNA-Metabarcoding

Hannah Rau; Hans Jürgen Hahn; Tobias Höschel; Klaus Schwenk

Chronic Effects of Bisphenol A and Three Structural Analogues in Freshwater Snails and Amphipods

Natalie Reininger

Zuverlässigkeit von Satelliten-basierter Chlorophylldetektion für die Gewässerbewertung

Karsten Rinke; Kurt Friese; Pia Laue; Hendrik Bernert; Kerstin Stelzer; Susanne I. Schmidt

Simulating long-term climate change impacts for adaptive infrastructure planning of drinking water reservoirs

Ringo Rocha Reboucas; Johannes Feldbauer; Thomas Petzoldt; Tilo Hegewald; Jürgen Stamm

Vergleichbare Muster der tageszeitlichen Nitratretention in verschiedenen Fließgewässerordnungen: saisonale bis tägliche Ergebnisse aus Hochfrequenzdaten

Michael Rode; Xiaoqiang Yang; Xiaolin Zhang; Sakline Shawon

Werden sie gekocht? - Folgen des Klimawandels für Arten des Makrozoobenthos

Sophie Römer

Vielfalt der Ausprägung von Parametern der Wasser- und Sedimentbeschaffenheit in hocheutrophen urbanen Kleingewässern

Jacqueline Rücker; Tarn Preet Parmar; Dominique Mario Gampe; Franziska Horn; Thomas Kaupper; Brigitte Nixdorf

Does climate change counteract the effect of catchment restoration? – A case study of Brandenburg lakes

Janine Rüegg; Jacqueline Rücker; Tarn Preet Parmar; Brigitte Nixdorf; Dominik Martin-Creuzburg

Fischartbewegungen potamodromer Fische in großen Flüssen: Erkenntnisse aus einer Untersuchung im unteren Main mit akustischer Telemetrie.

Arne Rüter; Gersom Burghardt; Matthias Scholten; Matthias Pitsch

Comparison of three strategies for local bioassessments in streams using environmental DNA and RNA metabarcoding of macroinvertebrates

Mandy Sander; Arne J. Beermann; Denis Brömmling; Dominik Buchner; Martina Weiss; Florian Leese

Beurteilung der Langzeitentwicklung von Fischbeständen durch Monitoring frei fließender und staugeregelter Bundeswasserstraßen

Nicole Scheifhacken; Christian von Landwüst; Wilko Heimann; Steffen Wieland

„Einfluss von Extremwetterereignissen auf die Schadstoffbelastung urbaner Gewässer: Die Rolle von Regenüberlaufbecken bei Starkregenereignissen“

Sabrina Schiwy; Henner Hollert

Increase of groundwater temperature diminishes fauna impacts on carbon degradation – quantifying ecosystem services by modelling

Susanne I. Schmidt; Nora Rütz; Jürgen Marxsen

Das MZB-Monitoring der Bundeswasserstraßen: Die Potentiale des DNA-Metabarcodings

Saskia Schmidt; Barbara Anderer; Esther Behring; Susanne Worischka; Franz Schöll

Das Blaue Band Deutschland – Gemeinsam für die Gewässer- und Auenentwicklung

Carolin Schmidt-Wygasch

Phytotoxic effects of leachates from virgin and weathered polymers, consumer products and plastic-specific additive mixtures

Mechthild Schmitt-Jansen; Christoph Rummel; Stefan Lips

Satellitengestütztes Wasserqualitätsmonitoring der Oder mit nutzerorientierter Visualisierung

Jorrit Scholze; Paula Torre Zaffaroni; Vanessa Bremerich; Kerstin Stelzer; Carole Lebreton; Tobias Goldhammer

Effects of Pymnesium toxin on benthic invertebrate communities in a large lowland stream

Oskar Schröder; Norbert Kamjunke; Susanne Worischka; Mario Brauns

From Streams to Birds: Uncovering Cross-ecosystem Biodiversity Patterns Across Continents

Christian Schürings; Julian Olden

Digital Limnology – New trends in freshwater remote sensing, data processing and ecological modelling

Nele Schuwirth; Igor Ogashawara; Sami Domisch

The impact of climate change on German lakes

Robert Schwefel; Sylvia Jordan; Michael Hupfer

Exploring the response of large river basin hydrology to climate change and human activities

Sabab Ali Shah

Von Datenlücken zu Tageswerten: Ein semi-empirischer Modellansatz zur Erfassung klimabedingter Veränderungen der Schichtungsdauer in Talsperren

Svetlana Shakirin; Tilo Hegewald; Johannes Feldbauer; Thomas Petzoldt

"Was wir nicht kennen, schützen wir auch nicht": Wahrnehmung und Bewertung von Grundwasserökosystemen in unterschiedlichen Akteursgruppen

Melina Stein; Heide Kerber

Langzeituntersuchung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg: Untersuchungsergebnisse von 2006-2023

Heide Stein; Andreas Fuchs; Hans Jürgen Hahn

“Nadig revisited” – Entwicklung der Quellen von Il Fuorn im Schweizerischen Nationalpark 1934 – 2024

Nicola Steiner; Stefanie von Fumetti

Weiterentwicklungen für die Gewässerfernerkundung - Zusatzinformationen aus Hyperspektraldaten und Einzugsgebieten

Kerstin Stelzer; Dagmar Müller; Politi Eirini

Corporate sustainability reporting on chemical pollution, water, and biodiversity impacts: Ongoing research initiatives at Goethe University Frankfurt

Francisco Sylvester; Peter Fantke; Eberhard von Alten; Ingmar Juergens; Malte Hessenius; Henner Hollert

Connecting form, behaviour, and function: an open-access trait database for groundwater-associated copepods

Agostina Tabilio Di Camillo; Mattia Di Cicco; Diana M. P. Galassi; Nataša Mori; Sanda Iepure; Tiziana Di Lorenzo

Can species specific traits in monocultures predict competitive outcomes in mixed cultures?

Patch Thongthaisong; Sophia Kopp; Arthur Rossignol; Philippe Pondaven; Herwig Stibor; Maria Stockenreiter; Kenza Wahbi; Sabine Wollrab

Mehr Prävention wagen: Wege aus der Polykrise

Klement Tockner

Compound physicochemical stress on a lowland river preceding a harmful algal bloom

Paula Torre Zaffaroni; Tobias Goldhammer

Einsatz effektbasierter Verfahren zur Effizienzbewertung der Spurenstoffelimination in der erweiterten Abwasserreinigung kommunaler Kläranlagen

Catalina Trejos-Delgado; Jana Borth; Sophia Lampas; Andrea Dombrowski; Filip Milosevic; Jörg Oehlmann

Die Wiederansiedlung des Bibers in Hessen, großer Säuger mit Klimaanpassungs- und Konfliktpotential

Anke Uhl

Automatisierte Schuppenanalyse bei Coregonen: Digitalisierung und Standardisierung der Alters- und Wachstumsbestimmung

Christian Vogelmann

Citizen Science-Projekt FLOW zeigt: Kleine Bäche in Deutschland sind in schlechtem Zustand

Julia von Gönner; Roland Bischof; Stella Danker; Jonas Gröning; Volker Grescho; Lilian Neuer; Benjamin Gottfried; Veit G. Hänsch; Eva Molsberger-Lange; Elke Wilharm⁷; Matthias Liess; Aletta Bonn

Warum Gewässer in Deutschland keinen guten Zustand erreichen

Stephan von Keitz

Möglichkeiten und Grenzen von Renaturierungen an Bundeswasserstraßen - Erste Ergebnisse aus dem Blauen Band -Projekt "Uferrenaturierung Laubenheim"

Marie von Wenzlawowicz; Carolin Schmidt-Wygasch; Christian von Landwüst; Dominic Frank; Susanne Worischka; Ralf Rombach

Heterotrophic protists as entry vectors for microplastic particles into freshwater food webs

Julian Wagenhofer; Frank Nitsche; Patrick Fink

Vom Abwasserkanal zur grünen Oase? - Wie sich die Auen- und Makrophytenvegetation in einem renaturierten urbanen Bachsystem entwickelt hat

Cornelia Sophie Wagner; Daniel Hering; Armin W. Lorenz

Restaurierungspotentiale und -grenzen eines dystrophen, anthropogen überformten Sees mit ehemals typischer Ausprägung des Lebensraumtyps 3110 – ein Praxisbeispiel

Thomas Walter

Restoring Systems, not Sites: Eine Systemökologie für die Renaturierung von morgen

Thomas Wendt

Trapping of microplastic particles in Germany's largest drinking water reservoir – a simulation study

Katrin Wendt-Potthoff; Chenxi Mi; Pouyan Ahmadi; Jan Fleckenstein; Karsten Rinke

Phototrophic and heterotrophic energy availability shape phosphorus entrapment patterns of benthic biofilms

Simon Wentritt; Markus Weitere; David Kneis; Nuria Perujo

Spatial ecology on a chip – Exploring microbial dynamics in aquatic microhabitats at the “edge of chaos”

Johannes Werner; Hartmut Arndt

Genetic isolation of Gammarus fossarum populations in headwaters of the Kinzig catchment

Marie-Thérèse Werner; Kamil Hupało; Florian Leese; Alexander M. Weigand; Martina Weiss

Automatische Phytoplanktonanalyse mittels KI-basierter Bildauswertung

André Wizemann; Dennis Sidin; Erik Zschaubitz; Stefan Sandrock; Matthias Vahl

Drohnenbasierte Fernerkundung im Gewässerschutz – Innovative Ansätze für limnologische Fragestellungen

Thomas Wolf; Rebecca Kutzner; Achim Six

POSTER

The Floating Membrane Equilibrator: A Novel Device for CO₂ Measurement at the Air–Water Interface

Patrick Aurich; Vivien Bernhard; Uwe Spank; Matthias Koschorreck

Monitoring für die geplante Anbindung des Baggersees Monsterloch an den Rhein

Tanja Bergfeld-Wiedemann; Helmut Fischer

Ecotoxicological investigation of the effects of groundwater chemicals on a stygophilic copepod:
Eucyclops serrulatus

**Carolin Bertold; Christian Forberg; Anne Lehmann; Sarah Wohlmann; Sven Berkhoff;
Hans Jürgen Hahn; Heide Stein; Klaus Schwenk; Wolfram Seitz; Thomas Riedel;
Gerhard Schertzinger; Sabrina Schiwy; Henner Hollert**

Transcriptomic changes in *Zoarces viviparus* through time and space

Marie Brasseur; Nico Fuhrmann; Christoph Mayer; Henrik Krehenwinkel

Evaluating the use of an in vivo bioassay battery for sediment quality assessment in small streams

**M. Carmen Casado-Martinez; Rébecca Beauvais; Sebastian Höss; Sergio Cirelli;
Cornelia Kienle; Emmanuel J. Schaad; Aurea Chiaia-Hernandez; Benoit J.D. Ferrari**

Einfluss schwimmender Photovoltaikanlagen auf die biologische Besiedlung von Seen

Stefan Christopher; Dieter Leßmann

Dietary niche of polyps of the invasive freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* revealed by stable isotope analysis

Stefan Dehos; Sabine Gießler; Herwig Stibor

EchoGO: A Cross-Species Consensus Framework for Functional Enrichment in Non-Model Organisms

Camilo Escobar-Sierra; Pedro Inostroza

Fact sheets on harmful phytoplankton species in large temperate freshwater rivers

Valeria Fárez-Román; Helmut Fischer; Julia Kleinteich; Marieke Frassl

LUCI - Ein Werkzeug zum Erstellen von investigativen Monitoringkampagnen anhand von Einzugsgebietseigenschaften und Belastungsquellen

Tom Gallé; Christian Braun; Philippe Pinheiro

Assessing critical thresholds for periphyton detachment of different algal groups under varying phosphate concentrations and flow velocities

Fabienne Göbel; Carola Winkelmann

Controlling factors of greenhouse gas concentrations in the Elbe

Irmak Gök; Gesa Schulz; Tina Sanders; Kirstin Dähnke

Umweltfolgenabschätzung schwimmender Photovoltaikanlagen

Melanie Grolms-Aal; Monika Hammers-Wirtz; Ramona Winkens; Tido Strauß

Long-Term Groundwater Temperature Trends in the Left Lower Rhine Region

**Ute Hansen; Yacine Aider; Philipp Höhn; Carmen Gallas; Antje Broecking-Prangenberg;
Yana Cherepinina**

Short-Term Forecasting of Chlorophyll-a in Reservoirs and Lakes : A Comparative Study of Input Strategies Using Machine Learning

Anupama Chandrashekhara Hegde; Thomas Petzoldt

Do invasive mussels exhibit niche shifts? Comparing diet and parasite load of *Dreissena polymorpha* and *Dreissena rostriformis* in native and invaded habitats

Felicia Hoffmann

Erfassung der Sedimentmächtigkeit in Kleingewässern

Franziska Horn; Jacqueline Rücker

Chemical Pollution Meets Biological Invasion: Parasitized old invader versus new competitors in a pesticide stress test

Katharina Igstadt; Anna-Louise Gabriel; Sven Klimpel; Francisco Sylvester; Jonas Jourdan; Florencia Fernanda Liquin

Comparing In-Silico Predicted and Observed Transcriptomic Responses of *Gammarus pulex* to Micropollutants in Germany

Pedro A. Inostroza; Camilo Escobar-Sierra; Fabian Weichert

Vorstellung der BMBF-Fördermaßnahme „Nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung“ (LURCH)

Aleksandra Jurewicz; Sarah Fieger; Thomas Track

Raum-zeitliche Dynamik des Inn im Unterengadin - Eignung als Habitat für die Bachforelle

Linus Keiser; Stefanie von Fumetti

Digital diatom taxonomic intercalibration and harmonization – Lessons learned from the first exercise

Michael Kloster; Dina Abdelmguid; Andrea Burfeid Castellanos; Marco Cantonati; Elisa Falasco; Eva Herlitz; M.Sc. David Heudre; Martyn Kelly⁶; Zlatko Levkov; Juha Miettinen; Rafal M. Olszyński; Benoit Paix; Bart Van de Vijver; Geurt Verweij

DNAquaIMG – Innovative Ansätze für das transnationale Monitoring aquatischer Biodiversität durch Hochdurchsatz-DNA-Analyse und automatisierte Bilderkennung

Johanna Charlotte Kroneck

Veränderungen des Temperaturtiefengradienten in Seen durch schwimmende Photovoltaikanlagen

Dieter Leßmann; Stefan Christopher

Unraveling the mystery of *Synurella ambulans*: Relict or recent arrival?

Andreas Limberger; Jonas Jourdan; Kamil Hupalo

Does tolerance to chemical pollution favor biological invasions? A comparative study on imidacloprid sensitivity in aquatic species

Florencia Liquin; Francisco Sylvester; Anna Gabriel; Henner Hollert; Jonas Jourdan

Einfluss von Mischwasserentlastungen auf die Makrozoobenthos- und Parasiten-Lebensgemeinschaften in der Körne

Nehle Lüttich; Sonja Rückert; Daniel Grabner; Thomas Korte; Jochen Türk

Seasonal Variation of the Maximum Colonization Depth (Z₀) of Macrophytes in a Protected Lake: Interactions Between Abiotic and Biotic Drivers

Alena-Maria Maidel; Klaus van de Weyer; Rhena Schumann; Darryl Anthony Maglalang Valino; Hendrik Schubert

Limnological, challenged-based field classes at TU Freiberg

Clara Michall; Lea-Marie Pollock; Jun.-Conrad Jackisch; Alexander Pleßow; Jun.-Maximilian Lau

Impacts of polypropylene (PP) and Polylactic Acid (PCA) food packaging waste on the hyporheic biofilms

Nataša Mori; Manca Kovač Viršek; Tatjana Simčič; Maria Palomeque; Andrej Kržan; Vaibhav Budhiraja

Do grayling care about pool-riffle sequences? Habitat requirements of the European grayling (*Thymallus thymallus*)

Manuel Müller; Carola Winkelmann; Dirk Hübner; Roman Fricke; Lina Waldschmidt

Die Makrozoobenthosgemeinschaft des Grubenbachs, einem intermittierenden Quellbach in Hessen, Deutschland

Denise Müller

Metacommunity Dynamics under Multiple Stressors: A Mechanistic Modelling Approach for Two German Catchments

Christina Panagopoulou

Defining viable population thresholds for European grayling (*Thymallus thymallus*): A model-based approach to estimate minimum viable population sizes

Maren Paulmann; Carola Winkelmann

Trait related direction of density dependent effects in freshwater host endosymbiont systems (TREND)

Katharina Rank; Maria Stockenreiter; Herwig Stibor

Preliminary assessment of the caddisfly diversity of Lake Malawi (Insecta, Trichoptera)

Ernesto Razuri-Gonzales

Toxic or Not? Multi-Year Monitoring of Cyanobacterial Blooms and Cyanotoxins in Hamburg's Surface and Recreational Freshwaters

Regine Redelstein; Jörn Logemann; Maren Jarosch; Michael Radke

Impact of primary production and net ecosystem metabolism on carbon and nutrient cycling at the land-sea interface

Louise Rewrie; Yoana Voynova; Gregor Ollesch

Automating freshwater analysis with an autonomous platform

Eric Röder; Jörg Matschullat; Erik Börner; Gero Licht; Sebastian Zug; Maximilian Peter Lau

Top-down control of eutrophication in multiple stressed small streams – Advancements in ecological modeling from new developments in digitization

Piet Schimke; Laura Meier; Mario Brauns; Martin Lange; Markus Weitere; Andreas Focks; Karin Frank

Integrating Transcriptomic Points of Departure (tPODs) with Bio- and Chemical Analyses for Hazard Assessment of Road Runoff in Zebrafish

Markus Schmitz; Selina Seibold; Alexander Pape; Fabian Essfeld; Sebastian Eilebrecht; Markus Hecker; Sven Reischauer; Marcel Schulz; Volker Linnemann; Martin Krauss; Ralf P. Brandes; Werner Brack; Sabrina Schiwy; Henner Hollert

Variability of Nitrous Oxide Emissions in Temperate Estuaries: Insights from the Ems, Weser, and Elbe

Gesa Schulz; Louise Rewrie; Kirstin Dähnke; Vlad-Alexandru Macovei; Yoana Voynova; Andreas Neumann; Tina Sanders

Vulnerabilität von Quellen als Grundwasserabhängige Lebensräume - Fallbeispiele aus unterschiedlichen Mittelgebirgsregionen

Christian Siebert; Stefanie von Fumetti; Holger Schindler; Hans-Jürgen Hahn

Verzweigt, isoliert & angepasst? Gammariden im Netzwerk der Taunusbäche

Mika Späck; Jannik Walter; Jonas Jourdan

Spatial patterns in the genus *Rhyacophila* from Himalayan streams

Jan Simon Stark; Ram Devi Tachamo Shah; Steffen Pauls

Gewässergütesimulationen mit Langzeitdaten zur Unterstützung der Maßnahmenfindung im Rahmen der Resilienzstrategie für den Aasee in Münster (NRW)

Tido Strauß; Natalie Albrecht; Juian Petrina

Chloridkonzentrationen in deutschen Flüssen und deren Einfluss auf die potenzielle Verbreitung der Goldalge *Prymnesium parvum*

Teltsch, L., Musolff, A., Volk, M., Wachholz, A.

Parasiten als Schadstoffsenke?! Ein jahreszeitlicher Verlauf

Alexander Peter Tischer; Sarah Cunze; Jonas Jourdan; Sven Klimpel; Anna-Louise Gabriel

Die Bedeutung weitergehender Abwasserreinigung für die Resilienz von Floh-krebsen und anderen benthischen Gewässerorganismen in Zeiten des Klima-wandels

Rita Triebkorn; Heinz-R. Köhler; Stefanie Kraiss; Katharina Peschke; David Buser

Alluvial Aquifer Biodiversity and eDNA-Based Assessment

Živa Vehovar; Živa Vehovar; Mitja Janža; David Stanković; Nika Pišek Szillich; Sara Strah; Nataša Mori

Application of gene expression biomarkers in brown trout, *Salmo trutta*, to assess water quality in 10 Swiss watercourses

Anne-Sophie Voisin; Melanie Fasel; Rébecca Beauvais; Cornelia Kienle; Benoit J. D. Ferrari; Inge Werner

Genetische Untersuchung des Schweizer Laichkrauts (*Stuckenia helvetica*) im Bodensee.

Lisa Anna Sarah Wagner; Petra Nowak

Global distribution patterns and environmental drivers of freshwater diatoms: a large-scale synthesis

Yaochun Wang

River Culture in the City: how wild can/should we get?

Karl Matthias Wantzen

Führen Schadstoffeinträge infolge von Starkregenereignissen zu verstärkten ökotoxikologischen Effekten in kleinen Agrarbächen?

Kim Weber

Towards Process-Guided Deep Learning for Seasonal HAB Prediction in Freshwater Ecosystems
Using High-Frequency Vertical Profiling Data
Guining Wei; Stefan Norra

Gewässermonitoring am Schultheis-Weiher Offenbach - Analyse und Bewertung der chemischen
Parameter
Franz Wichowski; Corinna Herbers; Lucia Rettig

Tag der lebendigen Emscher 2024 – Die Natur unter der Lupe
Caroline Winking; Thomas Korte; Carla Große-Kreul

ISBN 978-3-9827220-1-6