



DGL

Deutsche Gesellschaft
für Limnologie e. V.

(German Limnological Society)

Ergebnisse der Jahrestagung 2022

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

an der Universität Konstanz

vom 19. – 23. September 2022, Konstanz



(German Limnological Society)

Ergebnisse der Jahrestagung 2022

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

an der Universität Konstanz

vom 19. – 23. September 2022, Konstanz

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.:
vertreten durch das Präsidium der DGL;
Rellinghauser Str. 334f, 45136 Essen
Ergebnisse der Jahrestagung in Konstanz 2022
Eigenverlag der DGL, Essen 2023

Redaktion und Layout:

Geschäftsstelle der DGL, Tanja Pottgiesser

Druck:

diebuchdrucker.de CMYK GmbH
Schloßstraße 110, 12163 Berlin

ISBN-Nr. 978-3-9818302-7-9

Bezug über die Geschäftsstelle der DGL:

Rellinghauser Str. 334f

45136 Essen

Tel.: 0201 – 61 76 30 51

Fax: 0201 – 61 76 30 53

E-Mail: geschaeftsstelle@dgl-ev.de

Homepage: www.dgl-ev.de

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

Inhaltsverzeichnis

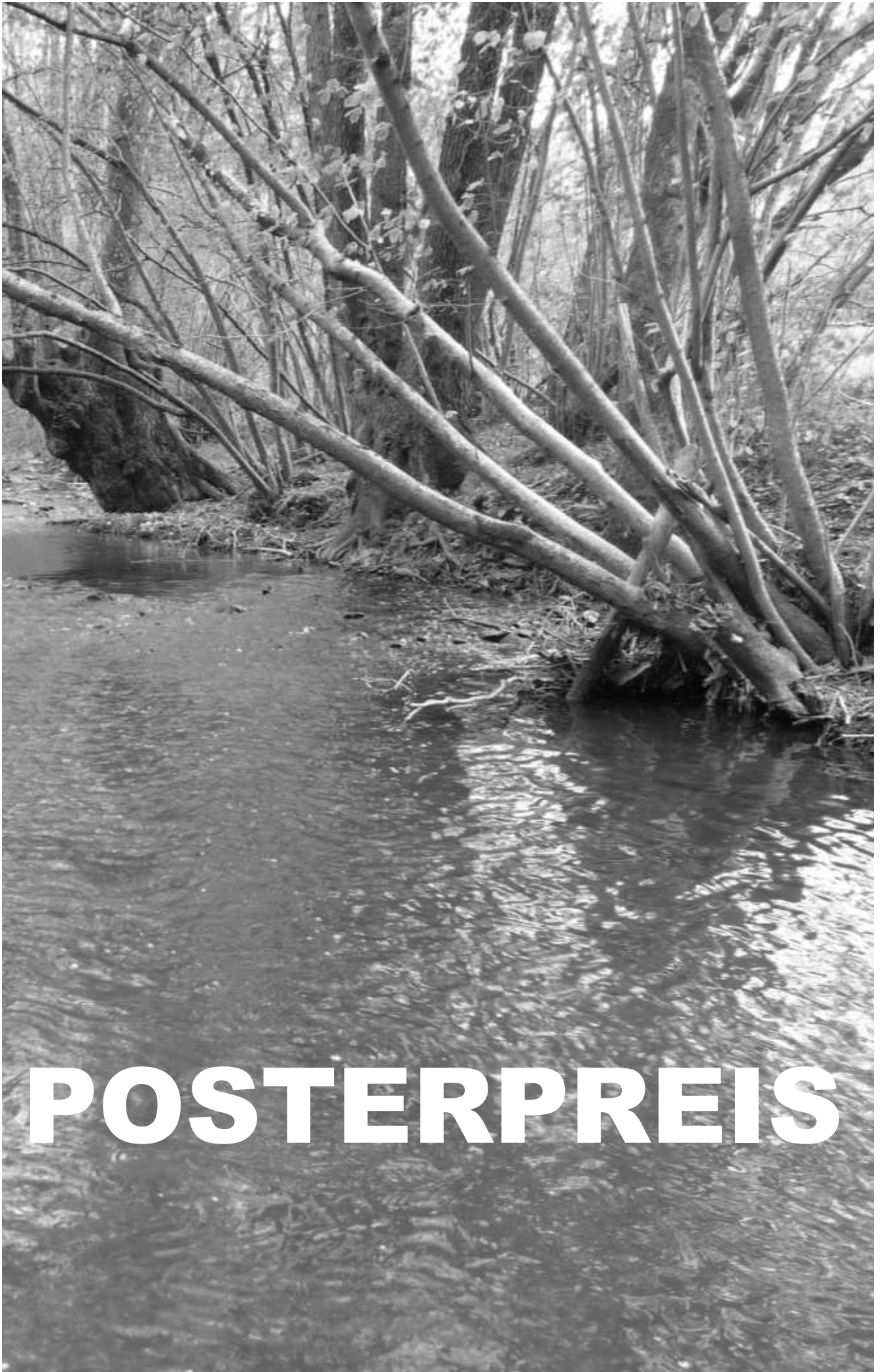
POSTERPREIS.....	4
Neu im Flussgebiet der Oker – Aktuelle Vorkommen von <i>Taeniopteryx schoenemundi</i> (Insecta: Plecoptera) in der Region Braunschweig	
Diana Goertzen, Angelina Teichrib & Martin Hoetmer	5
The development of water quality and properties due to environmental changes – An analysis of chemo-physical and biotic long-term data of the Wahnbach Reservoir	
Lea Hahn, Gabriele Packroff, Jutta Meier & Werner Manz	9
Applying image-based approaches for biomass and biodiversity assessment of macroinvertebrates	
Philipp M. Rehsen, Arne J. Beermann & Florian Leese	15
Der Einfluss von Klimawandel und Landwirtschaft auf Fließgewässer: Untersuchung der Einflüsse multipler Stressoren auf Süßwasser-Makroinvertebraten-Gemeinschaften in einem Mesokosmen-Versuch mithilfe von DNA-Metabarcoding	
Lisa Wolany, Arne J. Beermann, Julia Hunn, Martina Weiss, Christoph D. Matthaei & Florian Leese	19
VORTRÄGE.....	24
Massnahmen gegen die Einschleppung aquatischer Neobiota am Hallwilersee: Reinigungs- und Kontrollpflicht für Boote	
Lukas De Ventura & Sylvie Flämig.....	25
Auswirkungen eines Extrem-Hochwassers im Juli 2021 in Hagen (Westfalen) auf die Hydromorphologie und –biologie	
Jörg Drewenskus	33
Emerging residential sealing in African cities: Evolution and drivers in the Greater Kumasi Metropolitan Area, Ghana	
Kirk B. Enu, Aude Zingraff-Hamed, Bob Manteaw, Divine Appiah & Stephan Pauleit	47
Diagnose und Management multipler Belastungen von Fließgewässern mit Bayesischen Modellen	
Christian K. Feld, Marcin Penk, Michael Bruen, Mary Kelly-Quinn, Katharina Rettig & Daniel Hering.....	57
Verbreitung von Neozoen am Niederrhein – Globale Veränderungen, Klimawandel und Wasserqualität im Spiegel regionaler Datenreihen	
Carmen Gallas, Vanessa Meinert, Daniela Lud.....	63
Saisonalität von parasitären und saprotrophen zoosporischen Pilzen: Verknüpfung von Sequenzdaten mit ökologischen Eigenschaften	
Silke Van den Wyngaert, Lars Ganzert, Keilor Rojas-Jimenez, Maiko Kagami, Christian Wurzbacher & Hans-Peter Grossart	73
Influence of lateral connectivity on floodplain vegetation along the Elbe River	
Christian Hecht, Daniel Hering, Peter Horchler, Mandy Hoyer, Kathrin Januschke, Ute Susanne Kaden, Georg Rieland, Andrea Rumm, Franziska Struller, Arnd Weber & Mathias Scholz.....	82

Inhaltsverzeichnis

DECIDE – Entwicklung und Evaluierung eines ökotoxikologischen, wasserrahmenrichtlinienkonformen Bewertungssystems für Fließgewässer Sebastian Heß, Thomas Bing, Peter Ebke, Delia Hof, Matthias Oetken & Andrea Sundermann	85
Neue Herausforderungen durch die Energiewende für den Gewässerschutz in Deutschland – Gewässerthermie und schwimmende Photovoltaik Dieter Leßmann	89
Are micropollutants dominating the macroinvertebrate response to multiple stressors? First results from two lowland catchments in North Rhine-Westphalia Nele Markert, Barbara Guhl & Christian K. Feld	95
Prädation des Kormorans (<i>Phalacrocorax carbo</i>) auf Fische in einem Winterquartier an der Nister Daniela Mewes, Michael Götten, Carola Winkelmann, Dirk Hübner	101
Analyse der ökologischen Belastungen durch Fahrgast- und Freizeitschiffahrt auf Seen in Deutschland: Erste Ergebnisse des DBU-Projektes SuBoLakes Darshan Neubauer, Ralf Köhler, Ole Lessman, Jörg Ostendorp, Wolfgang Ostendorp & Frank Peeters	110
Quellschutz in der Praxis – Aktivitäten des LBV zu Optimierung und Erhalt von Quellstandorten in Bayern Eva Schubert, Ralf Hotzy & Malvina Hoppe	122
PHOENIX See: Die Folgen des Starkregenereignisses im Juli 2021 für den See und seine Ökologie Patrick Volkens, Meike Wilbertz, Andreas Petruck & Thomas Korte	125
Ecological effects of recreational boating activities on freshwater ecosystems Benjamin Wegner & Christian Wolter	134
On-line measurement of the impact of combined sewer overflows in small waterbodies Maike Wissing, Jürgen Mang, Andreas Petruck & Mario Michael Sommerhäuser	137
POSTER	146
Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen in hessischen Fließgewässern anhand biologischer Qualitätskomponenten Katharina Bach, Sarah Hörchner, Ariane Moulinec, Matthias Oetken & Andrea Sundermann	146
Bedeutung der Gewässerstruktur für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos in Abhängigkeit der Abschnittslänge Adrien Jérémie Flammang, Sebastian Heß & Andrea Sundermann	152
Online Biomonitoring of water quality and fish health with the Multispecies Freshwater Biomonitor (MFB) Almut Gerhardt	157
Modellierung von Schwermetallen und Arsen in der Elbe bei extremem Niedrigwasser Gerd Hübner, Daniel Schwandt & Jens Wyrwa	160

Inhaltsverzeichnis

<i>DECIDE</i> -Ökotoxikologische Bewertung von Fließgewässern im Hessischen Ried Aleksandra Jurewicz, Peter Ebke, Gustav Glock, Delia Hof, Sonja Hoxha, Andrea Sundermann, Jörg Oehlmann & Matthias Oetken	167
Evaluation of the ecological status of the river Danube and its floodplain in Germany through implementation of the macrozoobenthos-based assessment by Graf and Chovanec (2016) Olga Kolychalow & Franz X. Schöll	168
Microbial Ecology in Urban Lotic Environment: Diversity Indices and Catabolic Performance Saeedeh Lordan, Carmen Gallas & Daniela Lud	177
Flächenverbrauch durch die Sportschiffahrt am Bodensee (<i>BoStA-MAP</i> -Verfahren) Wolfgang Ostendorp & Jörg Ostendorp	185
Herausforderungen der Bestimmung von Gesamtphosphor (TP)-Konzentrationen in pH-neutralen Tagebauseen Jacqueline Rücker, Gudrun Lippert, Yvonne Hillecke, Ina Hildebrandt & Björn Grüneberg	196
Feldsölle als Biodiversitäts-Hotspots – Eine Virtual Reality Tour. Antje Stöckmann & Matthias Holzgreve	205
eDNA metabarcoding applicability for biodiversity assessment in a nature protection area Vid Švara, Vanessa Berger, Daniel T. Dalton, Klaus Steinbauer & Michael Jungmeier	211
TITEL ALLER BEITRÄGE	214



POSTERPREIS

Neu im Flussgebiet der Oker – Aktuelle Vorkommen von *Taeniopteryx schoenemundi* (Insecta: Plecoptera) in der Region Braunschweig

Diana Goertzen¹, Angelina Teichrib¹ & Martin Hoetmer

¹TU Braunschweig, Institut für Geoökologie, Abt. Landschaftsökologie und Umweltsystemanalyse, Langer Kamp 19c, 38124 Braunschweig, d.goertzen@tu-braunschweig.de

Keywords: Steinfliegen, Exuvien, Ausbreitung, Niedersachsen

Einleitung

Die Steinfliegenart *Taeniopteryx schoenemundi* galt aufgrund von Gewässerverschmutzung und -ausbau in Deutschland als sehr selten und in vielen Regionen als verschollen. Nur aus Bayern waren Funde bis in die Gegenwart dokumentiert (Schulte & Weinzierl 1990). Seit 2003 mehren sich jedoch Wiederfunde der Art, so z.B. in Hessen (Enting 2005), Baden-Württemberg (Tribskorn 2017) und Nordrhein-Westfalen (Enting & Lorenz 2022). Zudem gab es erste Nachweise der westlich verbreiteten Art in Niedersachsen (Drescher 2018) und Sachsen-Anhalt (Hohmann & Kleinsteuber 2021).

Im Herbst 2019 gelang der erste Fund der Art in der Wabe in Braunschweig (Niedersachsen) und somit erstmalig im Einzugsgebiet der Oker (Goertzen & Hoetmer 2022). Wir haben (1) in den Winterhalbjahren 2019/20 bis 2021/22 die aktuelle Verbreitung der Art im nördlichen Harzvorland mittels qualitativer Exuviensuche genauer untersucht und (2) zwischen Januar und Mai 2022 die Individuendichte entlang der Oker zwischen der Wolfenbütteler und der Braunschweiger Innenstadt mittels quantitativer Exuvienerfassung ermittelt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Untersucht wurden Fließgewässer im nördlichen Harzvorland (Städte Braunschweig und Salzgitter, Landkreise Goslar, Wolfenbüttel, Harz, Gifhorn und Hildesheim), schwerpunktmäßig im Oker-Einzugsgebiet (EZG), also an der Oker selbst sowie mehreren Nebengewässern (vgl. Abb. 1). Um zu überprüfen, ob es eine Verbindung der Vorkommen im Oker-EZG zu denen im Leine-EZG gibt (Drescher 2018, weitere Funde aus der Datenbank des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) bei Hildesheim, Eggers, pers. Mitt.), wurde zudem die Innerste untersucht. Die Oker verläuft über 128,3 km vom Harz bis in die Südheide, wo sie in die Aller mündet. Die Innerste fließt als westlichster Fluss vom Nordharz nach 100,7 km in die Leine.

Erfassung

Bei einer qualitativen Exuviensuche an 70 Probestellen wurde zwischen Februar und April in den Jahren 2020 und 2021 die aktuelle Verbreitung der Art untersucht (weitere Informationen in Goertzen & Hoetmer 2022). Im Frühjahr 2022 wurde die Suche stichprobhaft wiederholt und um einzelne Probestellen (u.a. an der Schunter) erweitert. Es wurde vornehmlich an Mauern und Pfeilern von Brücken und Querbauwerken gesucht, da Exuvien hier gut sichtbar und vor Witterungseinflüssen geschützt sind.

Zwischen Januar und Mai 2022 wurde an mehreren Probestellen (Brücken, Fischtreppe von Wehren) an der Oker zwischen Wolfenbüttel und Braunschweig eine quantitative Exuviensuche durchgeführt, um die Individuendichten der Art zu ermitteln. Dafür wurden die Probestellen regelmäßig begangen und alle auffindbaren Steinfliegenexuvien aufgesammelt und bestimmt (weitere Informationen in Teichrib 2022).

Ergebnisse

Taeniopteryx schoenemundi wurde 2020/21 an 23 Stellen im Einzugsgebiet der Oker sowie an vier Stellen an der Innerste mit insgesamt 520 Exuvien nachgewiesen. Die meisten Funde stammten aus der Oker, einzelne auch aus den Nebenflüssen Ilse, Radau, Wabe und Altenau (Abb. 1, zwei weitere Nachweise an der Innerste im Kreis Hildesheim). Weitere Nebenflüsse wie Ecker, Warne oder Schunter blieben ohne Nachweis. Im Braunschweiger Stadtgebiet und im Kreis Gifhorn wurden zudem Exuvien von *T. nebulosa* an der Oker sowie 2022 erstmalig an der Schunter gefunden (Abb. 1).

Vom 28.01.2022 bis 16.05.2022 wurden bei der quantitativen Exuviensuche zwischen Wolfenbüttel und Braunschweig 2412 Exuvien von *T. schoenemundi* eingesammelt, wobei die Individuendichte zwischen den Probestellen stark variierte. An den Fischtreppe der Wehre Wolfenbüttel/Marktstraße (33,3 Individuen/m) und Braunschweig/Eisenbüttel war sie am höchsten (28,1 Individuen/m), im Umflutgraben der Innenstadt wurden dagegen keine Exuvien gefunden.

Diskussion

Wir haben im Oker-EZG festgestellt, dass *T. schoenemundi* das Hyporhithal bis Metapotamal von mittelgroßen Bächen/Flüssen im Harzvorland zwischen dem Harzrand und dem nördlichen Stadtgebiet von Braunschweig großräumig besiedelt. Bei zunehmendem Potamalcharakter, d.h. ab dem Stadtgebiet Braunschweig, tritt neben *T. schoenemundi* auch *T. nebulosa* auf, die sie als Art der Tieflandflüsse stromab zunehmend ablöst. Diese Funde sind angesichts der Vielzahl der Fundorte und der teils hohen Individuendichten bemerkenswert, da die Art erst 2014 erstmalig in Niedersachsen nachgewiesen wurde (Drescher 2018).

Unsere Nachweise lassen zusammen mit der aktuellen Literatur (Enting 2005, Angersbach et al. 2010, Drescher 2018, Eggers 2021 (NLWKN-Datenbank, Stand 12/2021, pers. Mitt.); s. Diskussion in Goertzen & Hoetmer 2022) annehmen, dass *T. schoenemundi* über die Fulda und Leine ins Flussgebiet der Oker vorgedrungen ist und sich aufgrund der deutlich verbesserten chemischen wie strukturellen Gewässergüte wieder ausbreitet.

Schlussfolgerungen

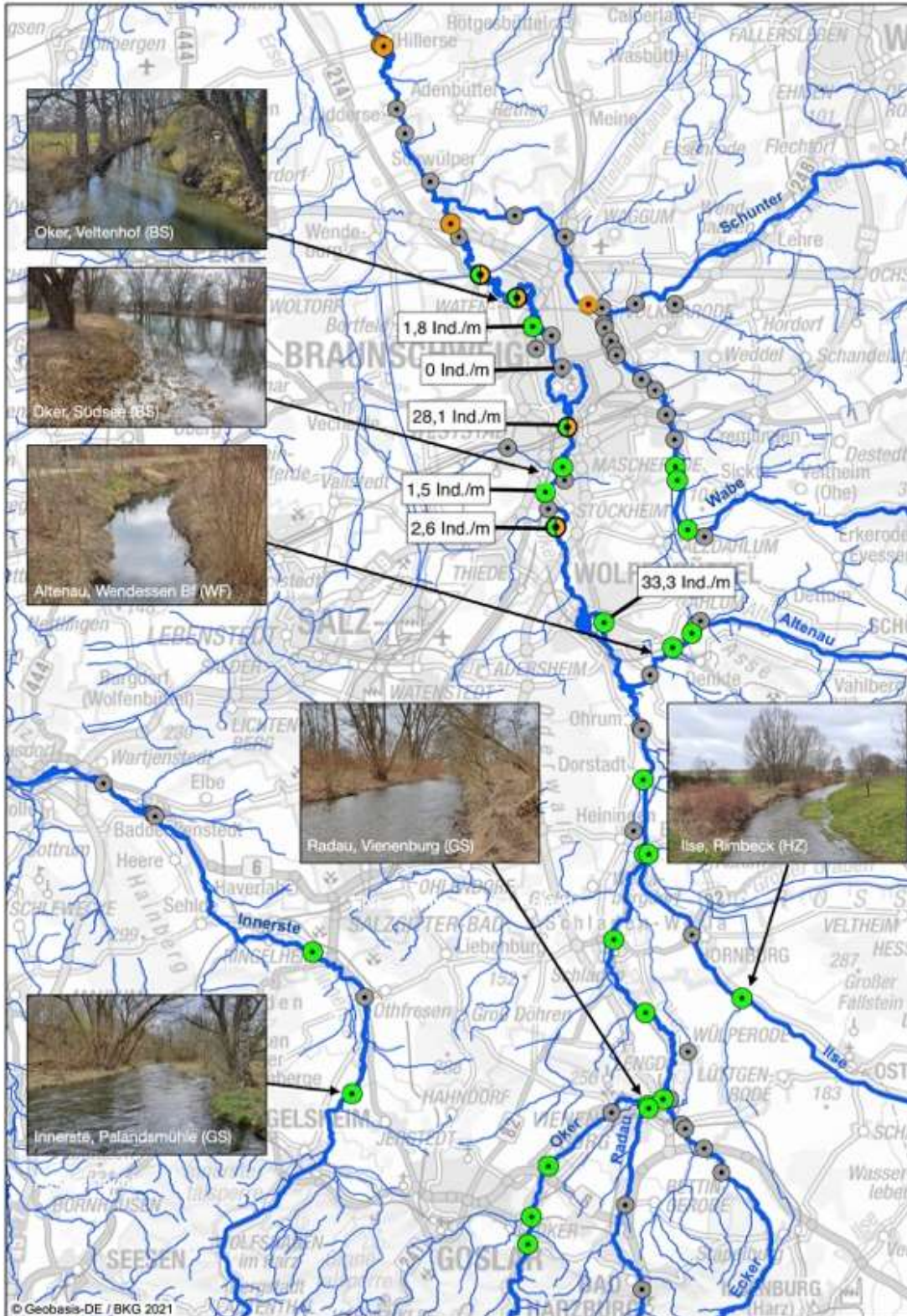


Abb. 1: Aktuelle Verbreitung (2019-2022) von *Taeniopteryx schoenemundi* und *T. nebulosa* im Einzugsgebiet der Oker sowie in der Innerste (Leine-Einzugsgebiet). Grüne Punkte = *T. schoenemundi*, orange Punkte = *T. nebulosa*, Punkte mit beiden Farben = gemeinsames Vorkommen, graue (kleinere) Punkte = ohne Nachweis, Textbox = Individuendichte von *T. schoenemundi* im Frühjahr 2022. Karte aus Goertzen & Hoetmer (2022), verändert und aktualisiert.

Die Vielzahl an Fundorten und an Exuvien legen eine weitere Verbreitung der Art nahe. So wurde auch in anderen Regionen eine (Wieder-)Ausbreitung beobachtet, wie in Nordrhein-Westfalen (Enting & Lorenz 2022), in den Niederlanden (Koese et al. 2014), in Baden-Württemberg (Triebskorn 2017) und in der Schweiz (Roesti 2021). Da Nachweise aufgrund des Entwicklungszyklus nur im Winterhalbjahr möglich sind, ist die Art leicht zu übersehen. Eine Exuviensuche im Februar/März an geeigneten Gewässerabschnitten in weiteren Regionen kann zur Aufklärung der aktuellen Verbreitung beitragen. An den neun deutlichen Rückendornen ist die Art gut zu erkennen.

Danksagung

Der Erstfund und ein Teil der in Braunschweig gemachten Funde von *T. schoenemundi* gelangen im Rahmen eines Gewässergütemonitorings, das für die Stadtentwässerung Braunschweig (SE|BS) durchgeführt wurde. Die quantitative Exuviensuche wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit durchgeführt. Wir danken insbesondere Mathias Hohmann für die Bestätigung der Bestimmung und die Beantwortung unserer Fragen sowie für weitere (Literatur-)Hinweise, ebenso danken wir Thomas-Ols Eggers. Frank Suhling hat Daten in Hillerse/Landkreis Gifhorn beigetragen.

Literatur

- Angersbach, R., U. Stein & B. Wolf (2010): Two new records for *Taeniopteryx schoenemundi* (Plecoptera, Insecta) in Hesse/Germany.- *Lauterbornia* 69: 51–58
- Drescher, D. (2018): *Taeniopteryx schoenemundi* (Mertens, 1923) (Insecta: Plecoptera) in Nordrhein-Westfalen wiedergefunden.- *Lauterbornia* 85: 101-107
- Enting, K. (2005): Aktueller Fund von *Taeniopteryx schoenemundi*, Mertens 1923 (Insecta, Plecoptera) aus der unteren Eder – Erster Nachweis in Hessen seit 1984.- *Hessische Faunistische Briefe* 24 2): 33-40
- Enting, K., Lorenz, A. W. (2022): Bestandsentwicklung von *Taeniopteryx schoenemundi* (Mertens, 1923) (Insecta: Plecoptera) in Nordrhein-Westfalen.- *Lauterbornia* 88: 1-10
- Goertzen, D., Hoetmer, H. (2022): Erstfund und Verbreitung von *Taeniopteryx schoenemundi* (Mertens, 1923) (Insecta: Plecoptera) im Flussgebiet der Oker und der Leine, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt. *Lauterbornia* 88: 33-45
- Hohmann, M., Kleinsteuber, W. (2020): Steinfliegen (Plecoptera).- In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (ed.): Rote Lisen Sachsen-Anhalt.- *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Heft 1/2020*: 467-475
- Koese B., B. van Maanen & L. Boumans (2014): De Negendoornige wintersteenvlieg: een nieuwe aanwinst voor de Roer en Nederland.- *Natuurhistorisch maandblad* 103(8): 217-220, Limburg
- Roesti, C. (2021): Die Steinfliegen der Schweiz. Haupt Verlag, Bern, 631 S.
- Schulte, H., Weinzierl, R. (1990): Beiträge zur Faunistik einiger Wasserinsektenordnungen (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) in Niederbayern.- *Lauterbornia* 6: 1-83
- Teichrib, A. (2022): Quantitative Erfassung der Steinfliegenart *Taeniopteryx schoenemundi* in einem definierten Bereich der Oker von Wolfenbüttel bis Braunschweig. Bachelor-Arbeit, TU Braunschweig
- Triebskorn, R. (2017): Weitergehende Abwasserreinigung: Gemeinsamer Schlussbericht der Projekte SchussenAktiv, SchussenAktivplus und SchussenAktivplus+.- Eberhardt Karls Universität Tübingen. <https://publikationen.uni-tuebingen.de>
- Wolf, B. & T. Widdig, T. (2013): Rote Liste der Steinfliegen (Plecoptera) Hessens 2. Fassung (Stand 1. 8. 2013).- Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (ed.), 39 S., Wiesbaden

The development of water quality and properties due to environmental changes – An analysis of chemo-physical and biotic long-term data of the Wahnbach Reservoir

Lea Hahn¹, Gabriele Packroff², Jutta Meier¹ & Werner Manz¹

¹ Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Campus Koblenz, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz; leahahn@uni-koblenz.de, jmeier@uni-koblenz.de, manz@uni-koblenz.de

² Wahnachtalsperrenverband (WTV), Siegelsknippen, 53721 Siegburg; gabriele.packroff@wahnbach.de

Keywords: Manganese, *Metallogenium*, Drinking water, Stratification

Introduction

Temperature and stratification dynamics of water bodies are influenced by environmental changes. This also applies to the Wahnbach Reservoir, an important drinking water source in the region of Bonn/Rhein-Sieg/Ahr (Willmitzer et al. 2015). Increases in surface temperature, shift in stratification, and lack of mixing at the end of summer are observed. This, together with changes in reservoir operation (e. g. hypolimnetic aeration), impacts raw water quality.

The availability of long-term monitoring data by the Wahnachtalsperrenverband (WTV) enables the data-based modeling of future water quality development. Investigating the dynamic of key parameters along their depth profile over time helps to understand underlying processes and interdependence with environmental changes. As part of a continuing project, chemical, physical and biotic data of the last decades from Wahnbach Reservoir were compiled to take a closer look at the manganese cycle such as the abundance of the manganese oxidizer “*Metallogenium*” (Herschel 1995).

The data analysis presented here focuses on the shift in stratification and mixing ratios due to temperature change. The initial situation shows an increase in surface temperature in summer and an elongation of stratification (Willmitzer et al. 2015). One can assume that this will lead to increased primary production and consequently to increased consumption of oxygen in deeper water layers. In this case, iron, manganese, and phosphate will re-dissolve and finally lead to the deterioration of raw water quality. In the next step, long-term data on temperature, oxygen, manganese, and iron content were correlated. In addition, the manganese-associated organisms are relevant as well. The not yet fully characterized microorganism “*Metallogenium*” is regularly detected by microscopic analysis showing a star-shaped structure and typically yellowish appendages radiating from a common center (Fig. 1a). “*Metallogenium*” occurs particularly in deeper water layers reaching the highest numbers at the end of the summer during stagnation (Herschel 1995). So far, the conversion of different metals such as manganese by “*Metallogenium*” has been shown (Herschel 1995; Scheifhacken et al. 2010; Sujith & Bharathi 2011). This could be relevant for element cycling in the Wahnbach Reservoir.

Materials and methods

Long-term data from the last three decades were provided by the WTV. Samples from two different locations were analyzed in more detail: the water from the reservoir in depth profile at the deepest point (buoy A) and the raw water taken from the reservoir to be treated in the drinking water treatment plant. For the data analysis, graphs and tables were created in Microsoft Excel 2021. Isoleth diagrams were created with the program Iso from WTV.

A routine sampling program is conducted by the WTV, with varying frequency depending on the parameter and location. In the reservoir, samples are taken monthly at various buoys measured at specific depth levels. For buoy A the depth levels are 0 m, 2 m, 6 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 40 m, 0.5 m above sediment, and just above sediment surface, depending on the level of the reservoir. There, parameters of interest for this research such as temperature ($^{\circ}\text{C}$), oxygen (mg l^{-1} , %), manganese (total and dissolved in mg l^{-1}), iron (total and dissolved in mg l^{-1}), and “*Metallogenium*” (ml^{-1}) are recorded. Samples are taken from the raw water almost daily and the relevant parameters listed above are gathered.

The occurrence of “*Metallogenium*” in the reservoir over time was calculated by the arithmetic means of the last three decades (1990 to 2021) obtained from depth profile samples of buoy A. Data were graphically depicted for each month. Similarly, linear correlations were established between the previously mentioned parameters for buoy A in the depth profile over the same period. The correlation coefficient r and the significance (p-value) have been considered. The most important data have been highlighted here. The correlations were classified according to corresponding values (little to no: $0.0 \leq |r| \leq 0.2$; weak to moderate: $0.2 < |r| \leq 0.5$; clear: $0.5 < |r| \leq 0.8$; high to perfect: $0.8 < |r| \leq 1$). More data analysis of manganese (total and dissolved in mg l^{-1}) and “*Metallogenium*” (ml^{-1}) was subsequently made for the raw water. The data were divided into approximately three decades to show a change over time: 1990 to 1999, 2000 to 2009, and 2010 to 2021. Besides, the abundance of “*Metallogenium*” in the raw water was correlated with the relevant parameters. For simplification, the arithmetic mean values of the months were calculated over the entire period (1990 to 2021) and were linearly correlated with “*Metallogenium*”.

Results

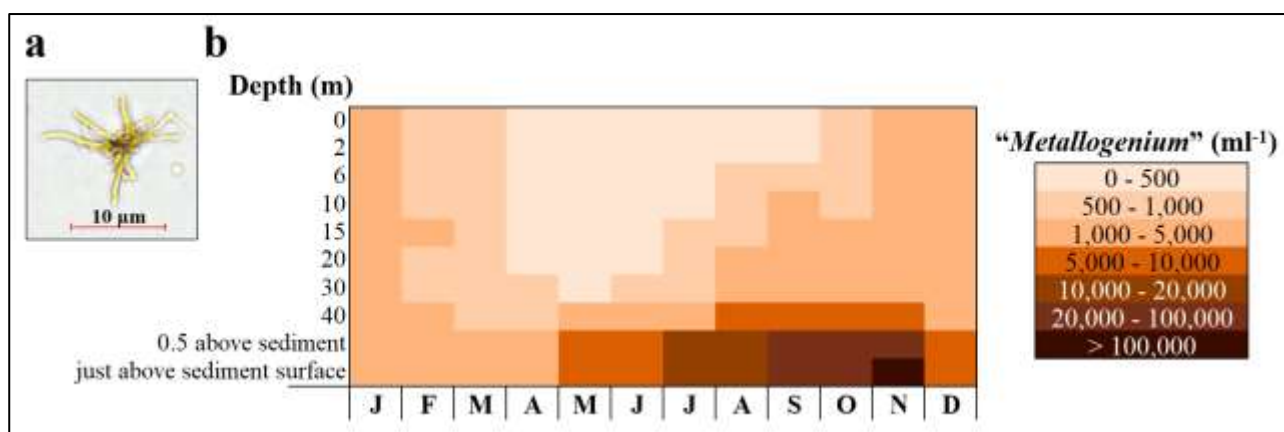


Fig. 1: “*Metallogenium*” in depth profile. **a**, An image (bright-field microscopy) of “*Metallogenium*” from the Wahnbach Reservoir. **b**, The average occurrence of “*Metallogenium*” in depth profile per ml depending on the month over the last three decades (1990 - 2021).

“*Metallogenium*” can be found in deeper water layers of the reservoir near the sediment, with a maximum abundance at the end of summer stagnation (Fig. 1b). In the upper water layers, abundances of up to 500 ml⁻¹ are observed over the summer (April to September), and up to ten times more during the winter (November to January). In comparison, the abundance of “*Metallogenium*” above the sediment surface at the bottom starts at about 1,000 ml⁻¹ (January to April). These values go up to at least 20,000 ml⁻¹ in autumn (September to November) in the water near and just above the sediment. An early increase develops in May already. The occurrence of the organism rose over the summer and reached the highest number directly above the reservoir bottom in November with >100,000 ml⁻¹.

The parameters relevant to the manganese cycle showed two important correlations in deeper water layers of the reservoir: manganese (total and dissolved) correlates negatively with the concentration of oxygen ($|r|$ up to 0.49, $p < 0.01$), and manganese correlates positively with the occurrence of “*Metallogenium*” (Mn-total with $|r|$ up to 0.60, Mn-dissolved with $|r|$ up to 0.34; $p < 0.01$). Temperature correlates negatively with the concentration of oxygen (moderate), and positively with manganese and “*Metallogenium*” (weak to moderate) near the bottom. The concentration of oxygen correlates negatively with “*Metallogenium*” (weak to moderate). Manganese correlates positively with iron (moderate/clear). Iron (total and dissolved) correlates negatively with the concentration of oxygen (weak to moderate).

In the last three decades, the concentration of manganese in the raw water increased in the late summer and high concentrations of manganese lasted throughout autumn (Fig. 2a). This applies to both the total manganese content and the percentage of dissolved manganese which is highest in summer. The concentration of total manganese in raw water is lowest in April with around 0.01 mg l⁻¹. The highest concentration occurs in autumn (September to October). Comparing the maximum average values for the three decades, an increase from 0.045 mg l⁻¹ (1990 - 1999) to 0.064 mg l⁻¹ (2010 - 2021) has been observed. While in the past higher concentrations occurred mainly in late summer to fall, currently rising values are already observed in summer and remain very high until December. The period of elevated concentration extended. The values of dissolved manganese in the total content have changed over the past decades and are now rising especially in autumn and winter.

As the raw water for drinking water production is retrieved from deeper layers, the appearance of “*Metallogenium*” in raw water is related to the occurrence in the reservoir. “*Metallogenium*” is present during all seasons with the highest relative abundance from September to December (Fig. 2b). Concerning the occurrence of “*Metallogenium*” in raw water, the lowest values can be observed in spring and summer with on average under 1,000 ml⁻¹. In the decade from 2000 - 2009, this value decreased, while that number is now increasing again. The highest values can be found in late summer and autumn. Over the decades, increasing values of up to 3,150 ml⁻¹ on average can be recorded. The period of the increased occurrence has also extended. This was seen in 1990 - 1999 in a period from October to December, while currently (2010 - 2021) a sharp increase occurs as early as August and lasts into January.

A positive correlation between manganese (total and dissolved) and “*Metallogenium*” in raw water could be observed. The correlation of total manganese was higher and more significant ($r = 0.91$, $p < 0.01$) than of dissolved manganese ($r = 0.48$, $p \geq 0.05$). As well, “*Metallogenium*” correlates positively with temperature (high) and iron (total-Fe) (weak). “*Metallogenium*” correlates negatively with the concentration of oxygen (high).

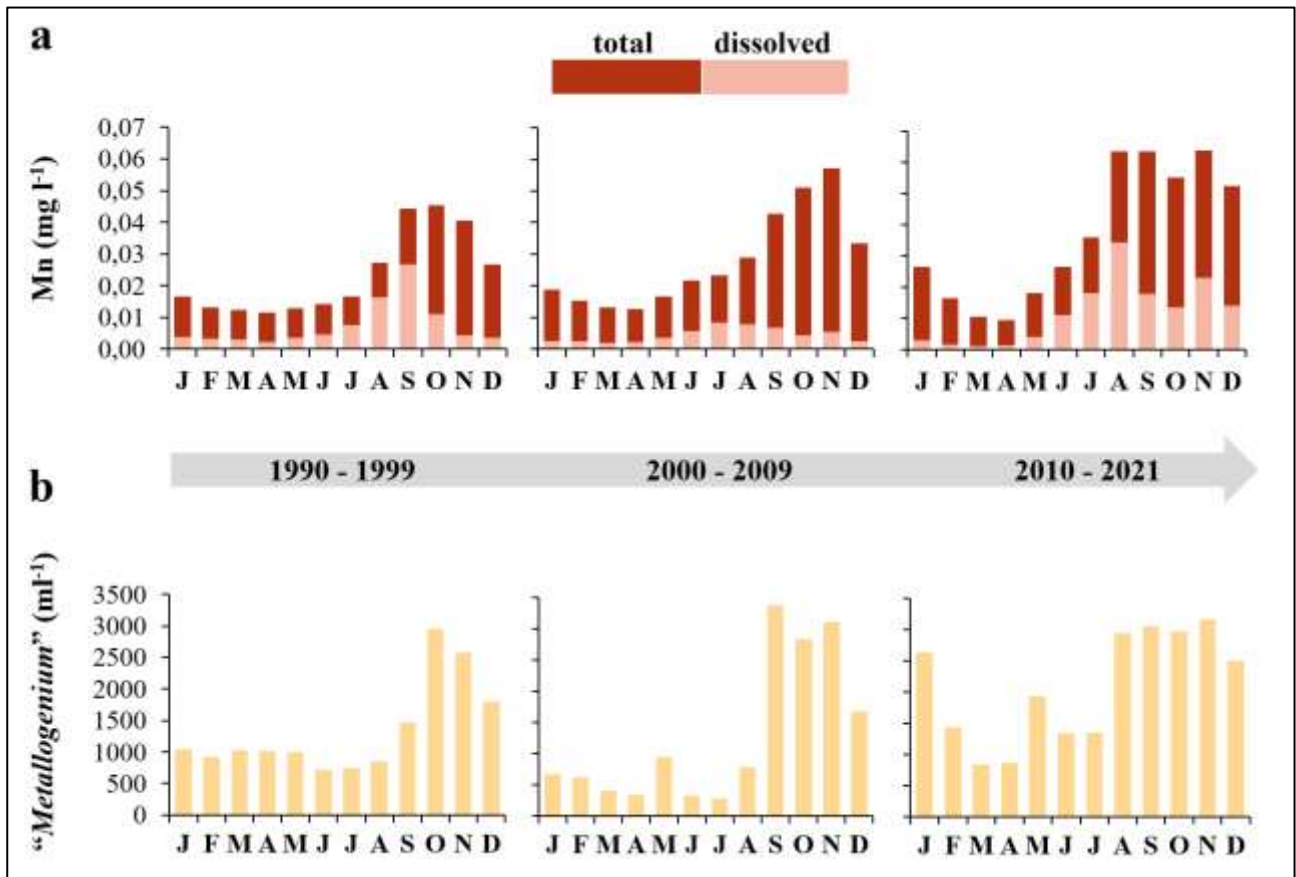


Fig. 2: Manganese and “Metallogenium” in raw water. a, Average concentrations of manganese in mg l⁻¹ depending on the month over the last three decades. The dissolved form of manganese is shown as a part of the total content. **b,** Average occurrence of “Metallogenium” in raw water per ml depending on the month over the last three decades.

Discussion

The relationship between oxygen, manganese, and “Metallogenium” could be shown from different perspectives, either in depth profile or in raw water. A negative correlation between manganese and oxygen and a positive correlation between manganese and “Metallogenium” could be determined.

The iron and manganese cycle are closely related and are often compared. These cycles in aquatic ecosystems are mainly driven by microorganisms. Typical iron- and manganese-oxidizing or depositing microorganisms are from the genera “Metallogenium”, *Leptothrix*, *Sphaerotilus*, *Siderocapsa*, *Gallionella*, *Naumaniella*, *Bacillus*, *Pedomicrobium*, *Hyphomicrobium*, *Crenothrix*, *Clonothrix*, *Cladothrix*, and *Pseudomonas* (Sujith & Bharathi 2011; Zakharova et al. 2010). Reactions include reduction in anaerobic sediment and deeper water layers and oxidation in aerobic zones of the water column (Keim et al. 2014). The oxidation or reduction of manganese is a way of conserving energy for growth (Sujith & Bharathi 2011). Different factors like redox conditions, pH value, availability of dissolved forms of iron and manganese, oxygen concentration, and the sedimentation of organic matter affect the abundance and distribution of the organisms (Zakharova et al. 2010). Oxidation catalyzed by microorganisms requires a pH of 5.5 to 8.0, an Eh value above +200 mV, and oxygen concentrations of at least 3 to 5 mg l⁻¹ (Sujith & Bharathi 2011; Tobiason et al. 2016). As far as recorded, these conditions apply throughout the year mostly in all water depths in the Wahnbach Reservoir. The presence of “Metallogenium” in the Wahnbach

Reservoir indicates increased oxidation of manganese, which can be illustrated by the corresponding correlation.

“*Metallogenium*” can be found in stratified lakes and reservoirs having an outstanding role in the oxidation of manganese (Keim et al. 2014; Scheifhacken et al. 2010; Sujith & Bharathi 2011; Zakharova et al. 2010). Moreover, it is primarily found in near-bottom water and atop sediments just above the oxic/anoxic boundary (Scheifhacken et al. 2010; Zakharova et al. 2010). This fits well with our observations in the depth profile. Manganese oxides can precipitate onto microbial extracellular structures. In addition, “*Metallogenium*” can bind, absorb or remove other metals under aerobic conditions (Keim et al. 2014; Scheifhacken et al. 2010). Such deposits can also be seen in “*Metallogenium*” from the Wahnbach Reservoir. Previously, seasonal occurrences of “*Metallogenium*” have been detected. However, the timing of the maximum values was different. Besides, the highest concentrations with over 100.000 organisms per mL in the Wahnbach Reservoir are very high in comparison to other drinking water reservoirs (Scheifhacken et al. 2010).

The water quality is related to manganese. Aesthetic and economic problems can be caused. Among other things, an unpleasant taste, and the formation of stains and precipitates are unwanted consequences (Scheifhacken et al. 2010). Moreover, deposits in underwater structures or pipelines reduce pipes' carrying capacity and plugging is possible (Scheifhacken et al. 2010; Tobiason et al. 2016). Chlorine treatments can result in dirty brown-black water (Scheifhacken et al. 2010). The problems occur when reduced, dissolved manganese is oxidized to insoluble forms, like the reaction from Mn(II) to Mn(III) and Mn(IV). Manganese can be removed by physical, chemical, and biological methods. One option used for drinking water treatment in the Wahnbach Reservoir is the oxidation of Mn(II) with potassium or sodium permanganate. Final manganese concentrations below a value of 0.02 mg l^{-1} are a good prerequisite to prevent the potential problems associated with manganese (Tobiason et al. 2016). The concentrations of manganese above 0.02 mg l^{-1} that occur frequently in the Wahnbach Reservoir and the raw water indicate the need for treatment.

Conclusion and Outlook

The correlations suggest that temperature and stratification dynamics have an effect on oxygen which in turn has an impact on manganese. In addition, a boost in the manganese cycle and manganese-related organisms is observed. An influence on drinking water treatment can be assumed.

For continuing research, other parameters that are likely to have an impact on manganese cycling will be supplementarily analyzed, e. g. DOC and extreme weather events. To get a deeper understanding of the manganese cycle in addition to water samples, sediments are currently being investigated. Microorganisms will be cultivated and further analyzed using molecular tools. The molecular identity of “*Metallogenium*” and its role in the manganese cycle will be characterized in more detail.

Acknowledgement

I would like to thank the Wahnbachtalsperrenverband (WTV) for providing the data. Furthermore, my thanks go to the staff of the laboratory for sampling and analysis.

The analysis of the data and further experiments will take place within the framework of my dissertation.

References

- Herschel, A. (1995): Auflösung und Ausfällung von Mangan in stehenden Gewässern. Dissertation. Technische Universität Dresden, Dresden.
- Keim, C. N., Nalini, H. A., de Lena, J. C. (2014): Manganese oxide biominerals from freshwater environments in Quadrilatero Ferrifero, Minas Gerais, Brazil. *Geomicrobiology Journal*, 32(6), 549-559. doi:10.1080/01490451.2014.978513.
- Scheifhacken, N., Horn, H., Paul, L. (2010): Comparing in situ particle monitoring to microscopic counts of plankton in a drinking water reservoir. *Water Research*, 44(11), 3496-3510. doi:10.1016/j.watres.2010.03.027.
- Sujith, P. P., Bharathi, P. A. L. (2011): Manganese oxidation by bacteria: biogeochemical aspects. *Progress in Molecular and Subcellular Biology*, 49-76. doi:10.1007/978-3-642-21230-7_3.
- Tobiason, J. E., Bazilio, A., Goodwill, J., Mai, X., Nguyen, C. (2016): Manganese removal from drinking water sources. *Current Pollution Reports*, 2(3), 168-177. doi:10.1007/s40726-016-0036-2.
- Willmitzer, H., Jäschke, K., Berendonk, T. U., Paul, L. (2015): Einfluss von Klimaänderungen auf die Wasserqualität von Talsperren und Strategien zur Minimierung der Auswirkungen. *Energie/Wasser-Praxis* 12/2015, 84-88.
- Zakharova, Y. R., Parfenova, V. V., Granina, L. Z., Kravchenko, O. S., Zemskaya, T. I. (2010): Distribution of iron- and manganese-oxidizing bacteria in the bottom sediments of Lake Baikal. *Inland Water Biology*, 3(4), 313-321. doi:10.1134/s1995082910040036.

Applying image-based approaches for biomass and biodiversity assessment of macroinvertebrates

Philipp M. Rehsen¹, Arne J. Beermann^{1,2} & Florian Leese^{1,2}

¹ University of Duisburg-Essen, Aquatic Ecosystem Research, ² Centre for Water and Environmental Research (ZWU)

Keywords: automated imaging, machine learning, deep learning, DNA metabarcoding, barcoding

Introduction

Biodiversity loss is proceeding at an alarming pace. To counteract it, we need effective measures as well as fast and reliable methods to identify and monitor taxa of interest and thereby assess the success of these measures. This is of particular importance for most vulnerable environments like freshwater ecosystems where extinction rates are extremely high. However, reliable species identification poses a major challenge for swift bioassessment and monitoring of biological quality elements such as macroinvertebrates, fish and diatoms as monitored in the context of the European Water Framework Directive (2000/60/EG). The current standard identification procedures rely mostly on morphological identification, which – depending on species and specimen numbers - requires substantial time and taxonomic expertise, while the latter is limited and declining (Wäldchen et al. 2018a). As an alternative to traditional morphological identification, recent advances in machine learning enable species identification by high-accuracy image classification and pioneering data show promising success rates of correct assignment (Ärje et al. 2020, Kloster et al. 2020, Milošević et al. 2019, Wäldchen et al. 2018b). With such an approach, biodiversity research and biomonitoring programs could receive a valuable tool for identifying especially the most common species in an efficient way and select the more rare or difficult to determine taxa for analysis by expert taxonomists. In addition, also to genetic identification, phenotypic traits of the organisms are captured and made assessable in a transparent way, which is important for FAIR (findable, accessible, interoperable and reusable) biodiversity data. However, automated image-based approaches remain still understudied for identifying species in biodiversity monitoring and research and how the method can work at scale is not fully explored (Høye et al. 2020). In our upcoming project, we plan to test image-based morphological identification and biomass estimation of stream macroinvertebrates, including multiple keystone species, using the semi-automated imaging device BIODISCOVER. For quality control of the resulting taxa list and for receiving additional, namely genetic, information we plan to use DNA (meta-)barcoding.

Material and methods

For imaging of macroinvertebrates, we use the BIODISCOVER machine developed at Aarhus University (Ärje et al. 2020). The device automatically measures the size of specimen while taking images for further analysis or for the training of an artificial intelligence algorithms to identify species based on recorded morphological traits.

To start the imaging, specimens of suitable size are dropped inside a 1x1 cm cuvette filled with ethanol. While the specimen sinks through the ethanol due to gravitation, it is automatically detected, measured and where possible put in the center of an image. To achieve this, the machine is equipped with two Basler ACA1920-155UC cameras with LD75 lenses arranged at a 90-degree angle. The cameras and a high-power LED light (ODSX30-WHI Prox Light) are pointing towards the rectangular cuvette made of optical glass (Figure 1). Each of the two cameras takes 50 images per second and when specimens change their orientation while sinking down the cuvette, images from various angles are taken in one imaging run, resulting in a fast way of capturing different features or body parts of the imaged specimen (Figure 2).

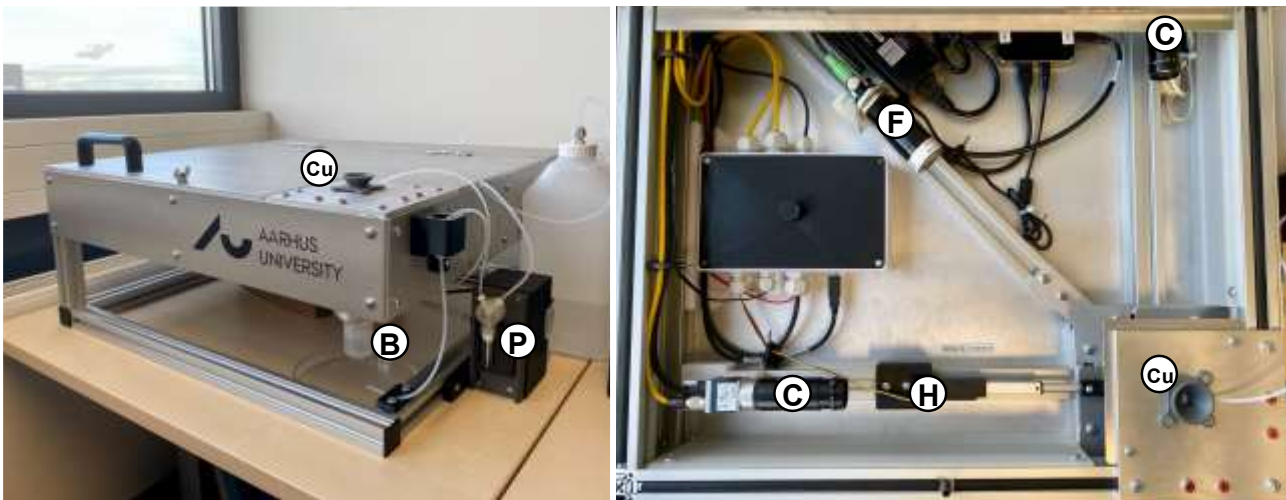


Figure 1: The BIODISCOVER imaging device from Aarhus University. Left image: The device is 60x60x22 cm in size and includes an automatic pump (P) for filling the cuvette (Cu). Right image: Top view of the device: The two cameras (C) and the flash (F) are mounted on aluminium profiles, pointing towards the cuvette (Cu) in the bottom right corner. Specimens and ethanol can be released into a collection bottle (B, left image) by an automatic hatch (H).

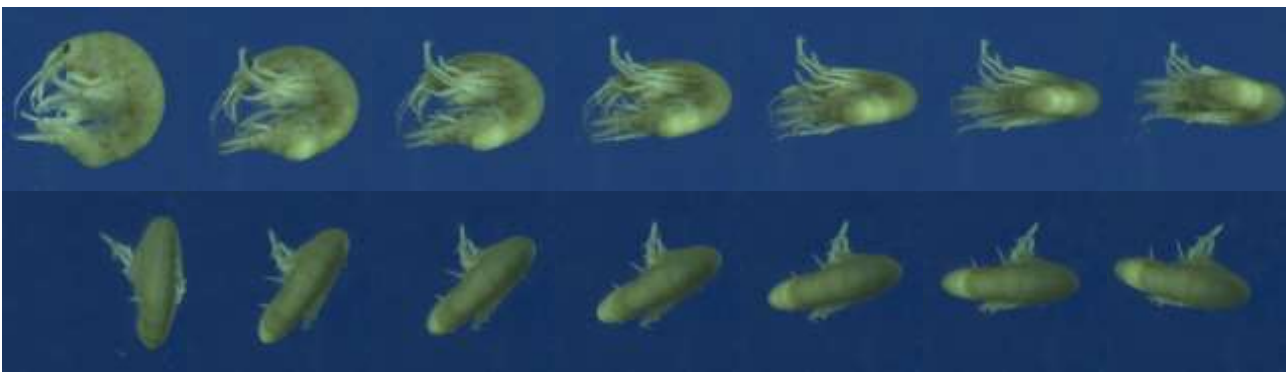


Figure 2: Selected photos of an image series created with the BIODISCOVER device of an *Echinogammarus adipatus* specimen. Images originated from the same imaging run and each row contains images from one of the two cameras, respectively.

Due to their three-dimensional, highly variable point of view on specimens (Figure 2), the images created with the BIODISCOVER are particularly well-suited for efficient training of machine learning and image classification algorithms. Usually, data collection is the most time-consuming step in machine learning and therefore extensive training datasets for species identification including a variety of taxa are scarce. The imaging process with the BIODISCOVER, however, reduces the amount of work needed to manually mount or arrange specimen for imaging (as e.g., in Milošević et

al. 2019). State-of-the-art machine learning algorithms trained on these images can in principle identify species with high accuracy, as shown by Ärje et al. (2020) for different terrestrial species.

We plan to image morphologically identified specimen from several macrozoobenthic species from riverine systems and generate as many images as possible for a new benchmark imaging dataset for species classification of Central European aquatic macroinvertebrates. So far, the only available comparable datasets are the FIN-Benthic dataset (Raitoharju et al. 2018) and recently published dataset by Høye et al. (2022). However, these datasets did not include specimen weights and therefore do not allow for research on imaged-based biomass estimations of imaged macroinvertebrates. First, we will focus on Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and Diptera (EPTD) taxa as well as gammarids, but we are open to image specimens from other taxa in collaboration with other projects. *If you are interested in the project and have a suitable specimen collection for imaging and biomass estimations, or need assistance in DNA barcoding, feel free to contact one of the authors of this article.*

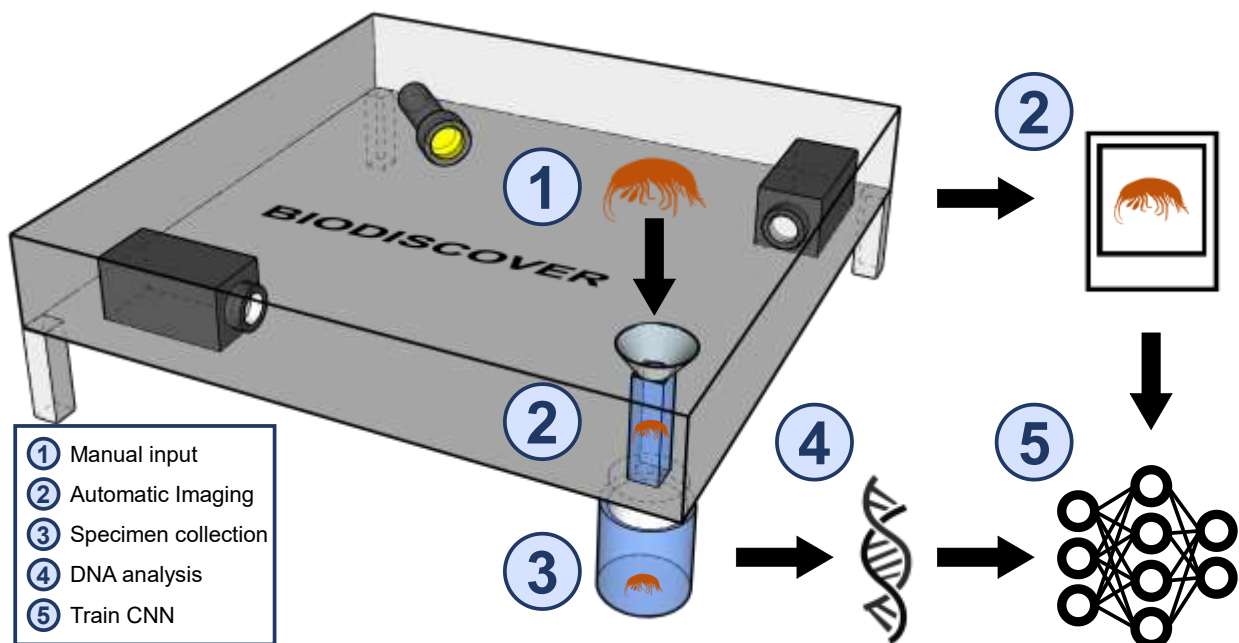


Figure 3: Schematic workflow involving manual specimen introduction to the BIODISCOVER, subsequent DNA (meta)barcoding and training of machine learning algorithms.

Beyond imaging specimen collections, we intend to use extensive material from a recent outdoor field experiment, where we tested the impact of multiple stressors on macroinvertebrate communities with the so called ExStream system (Piggott et al. 2015). Analyzing the samples from this ecological experiment using the BIODISCOVER machine could give valuable insights on the capability of the device for research questions in an ecological context, e.g. if size or bodymass is altered under certain stress conditions. We will test if the image-based approach generates data faster and simpler (species identification and abundance) and if additional data can be collected (size and biomass information). For these samples, we plan to use DNA (meta-)barcoding as an additional way of receiving a taxa list for the communities of the mesocosms and allowing cross-validation of morphological methods with DNA-based methods (Figure 3). This is especially important for morphologically similar species, that are difficult to identify even by experts and where DNA-based identification methods promise an increased taxonomic resolution.

Summary

State-of-the-art machine learning algorithms can distinguish between several hundreds of classes from image data but are only recently explored more intensely for their use in biodiversity research and biomonitoring. First results indicate that semi-automated imaging can help training deep-learning networks for accurate species identification, while also providing information on species' biomass. Cross-validated with high-throughput species identification, e.g. via DNA (meta)barcoding, the proposed approach provides a promising solution for rapid and reliable species identification while providing detailed information about community composition. Yet, how reliable the approach can be integrated into biodiversity monitoring and bioassessment contexts still needs to be validated in detail and at scale, which is a key aspect of the introduced research project.

Acknowledgement

This work is only possible thanks to the collaboration with Toke T. Høye and his team at Aarhus University creating BIODISCOVER, Kristian Meissner and his team at SYKE, Finnish Environmental Institute and the funding by the Bauer-Stiftung Forschungsgeist! NGS Ecosystem Research.

This study is part of the PhD project of Philipp M. Rehsen, supervised by Arne J. Beermann and Florian Leese. The first author would like to thank all involved members of Leese Lab for their support and feedback on the poster draft.

References

- Ärje, J., Melvad, C., Jeppesen, M.R., Madsen, S.A., Raitoharju, J., Rasmussen, M.S., Iosifidis, A., Tirronen, V., Gabbouj, M., Meissner, K., Høye, T.T. (2020): Automatic image-based identification and biomass estimation of invertebrates. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13428>
- Høye, T.T., Ärje, J., Bjerged, K., Hansena O.L.P., Iosifidish, A., Leese, F., Manna, H.M.R., Meissner, K., Melvad, C. & Raitoharju, J. (2020): Deep learning and computer vision will transform entomology. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002545117>
- Høye, T.T., Dyrmann, M., Kjær, C., Nielsen, J., Bruus, M., Mielec, C.L., Vesterdal, M.S., Bjerger, K., Madsen, S.A., Jeppesen, M.R., Melvad, C. (2022): Accurate image-based identification of macroinvertebrate specimens using deep learning—How much training data is needed? <https://doi.org/10.7717/peerj.13837>
- Kloster, M., Langenkämper, D., Zurowietz, M., Beszteri, B. & Nattkemper, T.W. (2020): Deep learning-based diatom taxonomy on virtual slides. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71165-w>
- Milošević, D., Milosavljević, A., Predić, B., Medeiros, A.S., Savić-Zdravković, D., Piperac, M.S., Kostić, T., Spasić, F., Leese, F. (2019): Application of deep learning in aquatic bioassessment: Towards automated identification of non-biting midges. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135160>
- Piggott, J.J., Salis, R.K., Lear, G., Townsend, C.R., Matthaei, C.D. (2015): Climate warming and agricultural stressors interact to determine stream periphyton community composition. <https://doi.org/10.1111/gcb.12661>
- Raitoharju, J., Riabchenko, E., Ahmad, I., Iosifidish, A., Gabbouj, M., Kiranyaz, S., Tirronen, V., Ärje, J., Kärkkäinen, S., Meissner, K. (2018): Benchmark database for fine-grained image classification of benthic macroinvertebrates. <https://doi.org/10.1016/j.imavis.2018.06.005>
- Wäldchen, J., Rzanny, M., Seeland, M. & Mäder, P. (2018a): Automated plant species identification—Trends and future directions. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1005993>
- Wäldchen, J. & Mäder, P. (2018b): Machine learning for image based species identification. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13075>

Der Einfluss von Klimawandel und Landwirtschaft auf Fließgewässer: Untersuchung der Einflüsse multipler Stressoren auf Süßwasser- Makroinvertebraten-Gemeinschaften in einem Mesokosmen-Versuch mithilfe von DNA-Metabarcoding

Lisa Wolany¹, Arne J. Beermann^{1,2}, Julia Hunn³, Martina Weiss^{1,2}, Christoph D. Matthaei³, Florian Leese^{1,2}

¹ Aquatic Ecosystem Research, University of Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, D-45141 Essen, Germany,
E-Mail: lisa.wolany@stud.uni-due.de

² Centre for Water and Environmental Research (ZWU), University of Duisburg-Essen, Universitätsstraße 2, D-45141
Essen, Germany

³ Department of Zoology, University of Otago, 340 Great King Street, Dunedin 9016, New Zealand

Keywords: Neuseeland, Sediment, CO₂, Fließgeschwindigkeit, Hitzewellen

Einleitung

Die rasanten Klimaveränderungen weltweit sowie die wachsende Weltbevölkerung und damit verbundene Intensivierung der Landwirtschaft setzen Fließgewässer-Ökosysteme zunehmend unter Druck. Extremwetterereignisse wie Hitzewellen, ein erhöhter atmosphärischer CO₂-Gehalt, Veränderung der Fließgeschwindigkeit von Gewässern und Eintragung von Feinsedimenten zählen zu den Stressoren, die durch Klimawandel und intensive Landwirtschaft zunehmend auf Flüsse und Bäche wirken. Die Untersuchung der Einflüsse dieser Stressoren auf Fließgewässer ist jedoch komplex: Die Effekte einzelner Stressoren wirken häufig nicht additiv, sondern interagieren miteinander, sodass zwei Stressoren in Kombination einen anderen Effekt haben können als die Summe ihrer Einzeleffekte. Die entstehenden Interaktionen können synergistischer Natur sein, sodass die Summenwirkung stärker ausfällt als aufgrund der Einzeleffekte zu erwarten. Ebenso möglich sind antagonistische Effekte, bei welchen die Summenwirkung geringer ausfällt als erwartbare additive Effekte. Dies macht die Wirkung multipler Stressoren auf Fließgewässer häufig unvorhersehbar. Aus diesem Grund sind kontrollierte Experimente im Freiland mit Mesokosmen in der ökologischen Forschung wichtig: um reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen und aus diesen Vorhersagen zu Stressor-Effekten abzuleiten.

In dieser Studie wurde die Wirkung von Hitzewellen, erhöhtem CO₂-Gehalt im Gewässer, Schwankung der Fließgeschwindigkeit sowie erhöhtem Feinsediment im Gewässer in einem vollfaktoriellen Versuch analysiert. Die Untersuchung der im Gewässer lebenden Makroinvertebraten erfolgte über DNA-Metabarcoding. Diese Methode bietet einige Vorteile, die morphologische Untersuchungen ideal ergänzen: Die Methode ist unabhängig vom Lebensstadium der untersuchten Organismen und erfordert keine morphologische Bestimmung durch Expert:innen, was sowohl zeit- als auch kosteneffizient ist. Des Weiteren kann durch Metabarcoding meist eine höhere taxonomische Auflösung erreicht werden, bis hin zu innerartlicher genetischer Variation. Für die Studie werden sowohl klassisch-taxonomisch wie auch genetische Daten erhoben und verglichen.

Material und Methoden

Die Studie wurde 2019 am Kauru, einem Fluss fünfter Ordnung, in der Region Otago auf der neuseeländischen Südinsel durchgeführt. Für das Experiment wurde Wasser aus dem Kauru über Sammel tanks in 128 Mesokosmen gepumpt. In den randomisiert angeordneten Mesokosmen wurden die Stressoren einzeln sowie in allen Kombinationen appliziert. Für jede der 16 Treatment-Gruppen gab es acht biologische Replikate. Vor der Stressor-Phase wurden per Kicknet-Sampling Makroinvertebraten aus dem nahegelegenen Fluss Manuherikia gesammelt, welche randomisiert auf die Mesokosmen verteilt wurden. Ein Eintrag von sehr kleinen Tieren durch den Wasserzufluss war ebenfalls möglich.



Abbildung 1: Mesokosmen im ExStream-Versuch, gespeist mit Wasser aus dem Kauru.
© Julia Hunn

Nach einer Akklimatisierungsphase erfolgte die 35-tägige Stressorphase. In dieser wurden Hitzewellen und eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit in 5-Tages-Intervallen simuliert, während der Zusatz von Sediment und CO₂ konstant auf die entsprechenden Mesokosmen wirkten. Nach Abschluss der Stressorphase wurden die Makroinvertebraten aus den Mesokosmen entnommen. Die Hälfte der Makroinvertebraten eines Mesokosmos wurden für das Metabarcoding entnommen. Zur Vorbereitung auf die Extraktion wurden die Proben homogenisiert. Die DNA-Extraktion erfolgte mithilfe von *Magnetic Silica Beads*. Im Anschluss wurde die in den Proben enthaltene DNA mithilfe einer PCR in zwei Schritten amplifiziert und genetisch markiert. Die Sequenzierung erfolgte mithilfe von Next-Generation-Sequencing (HiSeqX, 2x 150bp, Macrogen Europe). Die gewonnenen DNA-Sequenzen wurden mithilfe der APSCALE-Pipeline (Buchner et al., 2022) für die weitere

Auswertung vorbereitet. Der Abgleich der gewonnenen Sequenzen erfolgte mit der Barcode-of-life-datasystems (BOLD) Datenbank. Die Prozessierung der Daten erfolgte mit TaxonTableTools (Macher et al., 2021) und die statistische Auswertung in RStudio (RStudio Team, 2022). Im Zuge der Prozessierung der Daten in der Metabarcoding-Pipeline wurden ähnliche DNA-Sequenzen zu sogenannten „Operational Taxonomic Units“ (OTUs) zusammengefasst, welche in der Auswertung als Art-Stellvertreter dienen, sofern sie über den Datenbankabgleich nicht bis aufs Artniveau zugeordnet werden konnten.

Ergebnisse

Nach der Prozessierung der Daten konnten 403 Makroinvertebraten-OTUs identifiziert werden, von welchen 103 bis auf Artniveau bestimmt werden konnten.

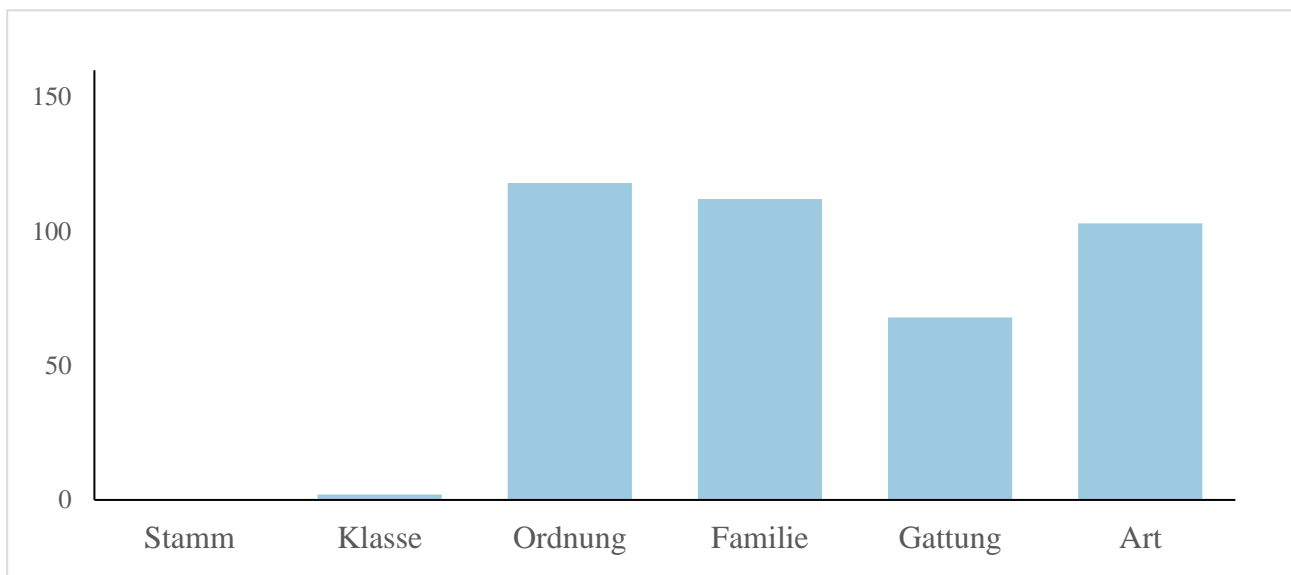


Abbildung 2: Taxonomische Auflösung der Datenbank-Zuordnung im Metabarcoding

Die Diversität der ermittelten operationellen taxonomischen Einheiten (OTUs) wurde vor allem von Einzelstressoreffekten beeinflusst. Stressor-Interaktionen wurden nicht beobachtet.

Die Anzahl ermittelter OTUs war in Treatments mit zusätzlichem Sediment signifikant geringer (durchschnittlich 106 OTUs/Mesokosmos gegenüber 113 OTUs/Mesokosmos, multifaktorielle ANOVA, $p < 0.001$, Abb. 3a). Eine erhöhte Variabilität der Fließgeschwindigkeit hingegen erhöhte die OTU-Anzahl in den entsprechenden Treatments (111 OTUs/Mesokosmos gegenüber 107 OTUs/Mesokosmos, multifaktorielle ANOVA $p = 0.04$, Abb. 3b). Analog dazu wurde die Zahl an OTUs der Taxa der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT-Taxa) ebenfalls durch Sedimenteintrag verringert (16 EPT-OTUs/Mesokosmos und 13 EPT-OTUs/Mesokosmos, multifaktorielle ANOVA, $p < 0.01$) und durch variable Fließgeschwindigkeit erhöht (14 EPT-OTUs/Mesokosmos und 15 OTUs/Mesokosmos, multifaktorielle ANOVA, $p = 0.049$, Abb. 3c+d). Die Gruppe der Dipteren war am stärksten durch Hitzewellen beeinflusst, welche die OTU-Zahl in dieser Gruppe reduzierten (durchschnittlich 38 Dipteren-OTUs/Mesokosmos ggü. 42 Dipteren-OTUs/Mesokosmos, multifaktorielle ANOVA, $p < 0.01$, Abb. 3e).

Die Zusammensetzung der Artengemeinschaft wurde durch die Stressoren Sediment, Hitzewellen und CO_2 signifikant verändert (permutational ANOVA, alle $p < 0.01$).

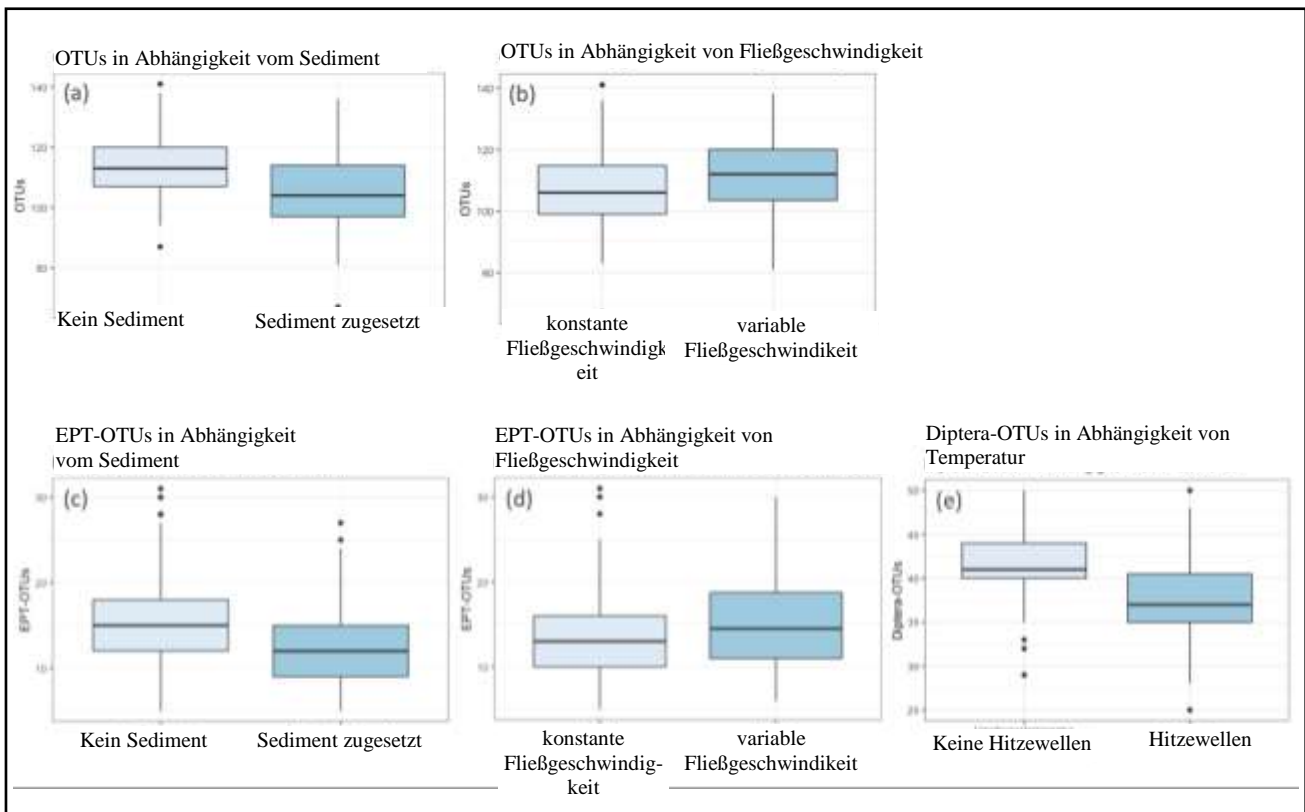


Abbildung 3: Boxplots der Antwortvariablen, welche von den Einzelstressoren signifikant beeinflusst wurden: (a) Zahl der OTUs in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit, (b) Zahl der OTUs in Abhängigkeit vom Sediment (c) Zahl der EPT-Taxa in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit, (d) Zahl der EPT-Taxa in Abhängigkeit vom Sediment (e) Zahl der Dipteren-OTUs in Abhängigkeit von CO₂-Einspeisung.

Diskussion

Die Studie konnte zeigen, dass alle eingesetzten Stressoren relevanten Einfluss auf die Makroinvertebraten im Gewässer haben. Die Stressantworten variieren hierbei für die untersuchten Antwortvariablen allgemeine OTU-Zahl, Zahl der EPT-OTUs und Zahl der Dipteren-OTUs. Dies zeigt, dass die Effekte multipler Stressoren unvorhersehbar sind, selbst wenn keine Effekt-Interaktionen zu beobachten sind. Ebenfalls ist zu erwähnen, dass keiner der eingesetzten Stressoren ohne Effekt auf eine der Antwortvariablen blieb. Besonders relevant für die Zahl der OTUs sowie die sensitiven EPT-Taxa waren der erhöhte Feinsediment-Gehalt in den Mesokosmen sowie eine Variabilität der Fließgeschwindigkeit. Beide Stressoren resultieren aus landwirtschaftlicher Nutzung von Fließgewässern zur Be- und Entwässerung von landwirtschaftlichen Flächen. Sie agieren als lokale Stressoren und können zum Teil regional gesteuert werden. Dies birgt Potenzial für fundierte Management-Entscheidungen, da diese Stressoren unter anderem in Fließgewässern mit Staubauten, deren Zu- und Abfluss reguliert werden kann, berücksichtigt werden können. Insbesondere die Variabilität der Fließgeschwindigkeit ist jedoch ein Stressor, welcher stark vom globalen Klimawandel beeinflusst wird, da die Wasserverfügbarkeit in Dürre Jahren und Hitzeperioden begrenzt ist und Restwassermengen nur in bestimmten Kontexten aktiv reguliert werden können. Das identische Antwortmuster von EPT- und allgemeiner OTU-Zahl bekräftigt hierbei, dass die Betrachtung sensibler EPT-Taxa im Metabarcoding ein Indikator für die allgemeine Stressantwort aller OTUs sein kann. Die Gruppe der Dipteren wird in dieser Studie lediglich von Hitzewellen

beeinflusst und weicht damit vom Effektmuster der allgemeinen OTU-Zahl und auch von der Stressantwort der vielfach zur Bewertung von Gewässerzuständen genutzten EPT-Taxa ab. Die Dipteren repräsentieren jedoch einen Großteil der OTUs in der vorliegenden Artengemeinschaft und haben, insbesondere mit der Gruppe der Chironomiden, häufig einen hohen Anteil an der Biomasse der Makroinvertebraten im Gewässer (Beermann et al., 2018). Es ist demnach sinnvoll, für die Bewertung der Effekte multipler Stressoren mehrere taxonomische Gruppen zu berücksichtigen, um sowohl sensible Taxa als auch Taxa mit hoher Biomasse einzuschließen.

Zusammenfassung

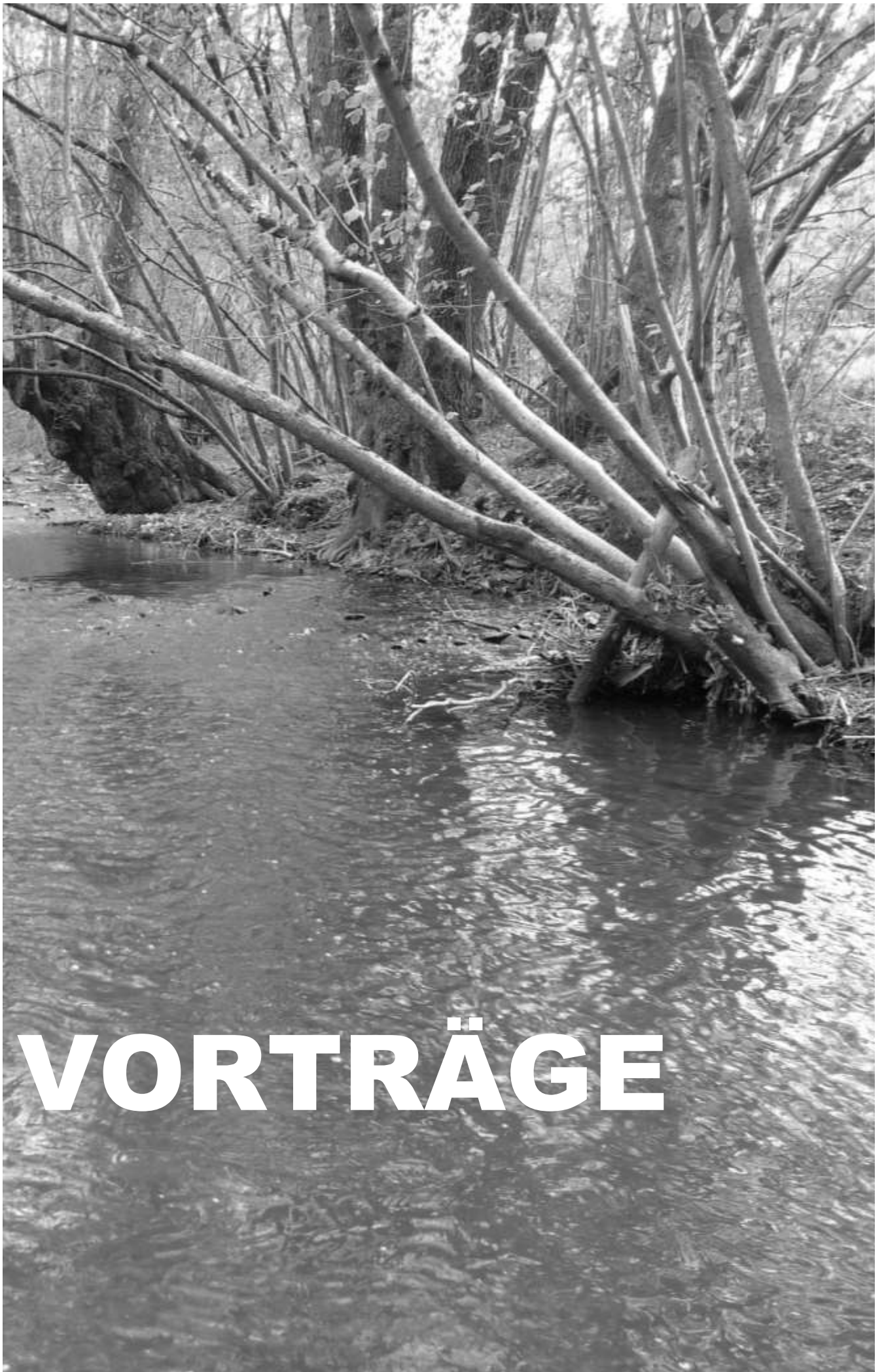
Die vorliegende Mesokosmenstudie zu multipler Stressorwirkung konnte zeigen, dass alle eingesetzten Stressoren die Makroinvertebratenfauna im Kauru, Neuseeland beeinflussten und dass mit zunehmendem Druck durch globalen Klimawandel und intensive Landwirtschaft eine Änderung der Art-Zusammensetzung der Makroinvertebratengemeinschaft im Kauru zu erwarten ist.

Danksagung

Diese Untersuchung entstand im Rahmen einer Masterarbeit im Studienfach Biodiversität an der Universität Duisburg-Essen und wird gefördert durch die Dr. Herzog-Sellenberg-Stiftung für Geographie zur Förderung von Forschungen zum Thema „Klimaveränderungen“.

Literatur

- Beermann, A. J., Zizka, V. M. A., Elbrecht, V., Baranov, V., & Leese, F. (2018). DNA metabarcoding reveals the complex and hidden responses of chironomids to multiple stressors. *Environmental Sciences Europe*, 30(1), 26. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0157-x>
- Buchner, D., Macher, T.-H., & Leese, F. (2022). APSCALE: Advanced pipeline for simple yet comprehensive analyses of DNA metabarcoding data. *Bioinformatics*, 38(20), 4817–4819. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btac588>
- Macher, T., Beermann, A. J., & Leese, F. (2021). TaxonTableTools: A comprehensive, platform-independent graphical user interface software to explore and visualise DNA metabarcoding data. *Molecular Ecology Resources*, 21(5), 1705–1714. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13358>
- RStudio Team. (2022). *RStudio: Integrated Development Environment for R* [R].



VORTRÄGE

Massnahmen gegen die Einschleppung aquatischer Neobiota am Hallwilersee: Reinigungs- und Kontrollpflicht für Boote

Lukas De Ventura¹ & Sylvie Flämig²

¹ Kanton Aargau, Abteilung für Umwelt, Entfelderstrasse 22, 5001 Aarau, lukas.deventura@ag.ch

² Mensch|Umwelt|Transfer, Dachlernstr. 95, 8048 Zürich, info@sf-mut.com

Keywords: aquatische Neobiota, Präventionsmassnahmen, Quaggamuschel, *Dreissena rostriformis bugensis*, Vollzug

Zusammenfassung

Gebietsfremde Arten, die Schäden in Gewässern verursachen – sogenannte invasive Neobiota – werden oft unbemerkt mit Booten, Wassersport- oder Fischereimaterial von einem Fluss oder See zum nächsten verschleppt. Wenn eine invasive Art ein Gewässer einmal erreicht und sich eine stabile Population etabliert hat, ist sie meistens nicht mehr einzudämmen und es können grosse Schäden im Ökosystem und an Infrastrukturanlagen (wie z.B. im Fall der invasiven Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis bugensis*)) entstehen.

Um den Hallwilersee vor neuen gebietsfremden Arten zu schützen, hat der Kanton Aargau seit dem Sommer 2020 eine Informationskampagne sowie eine Reinigungs- und Kontrollpflicht für Boote nach einem Ausflug in ein anderes Gewässer eingeführt. Auch das Reinigen von Wassersport- und Fischereigeräten ist empfohlen, wenn diese von einem ins andere Gewässer mitgenommen werden. Die Reinigungspflicht und -kontrolle wurde im ersten Jahr 2021 erfolgreich umgesetzt und auch die Informationskampagne wurde von den Zielgruppen und der Öffentlichkeit gut aufgenommen. Mit kleinen Anpassungen werden die Massnahmen auch in den kommenden Jahren weitergeführt.

Einleitung

Kleine Muschel – grosse Schäden

Die zurzeit problematischste Art, deren Einschleppung in den Hallwilersee befürchtet wird, ist die Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis bugensis*). Sie ist eine Süsswassermuschel aus dem Schwarzmeerraum, die 2015 das erste Mal in der Schweiz nachgewiesen wurde (De Ventura, Kopp, et al. 2016). Die nur wenige Zentimeter grosse Muschel besiedelt sowohl Seen als auch Fliessgewässer und hat im Bodensee, in einigen Westschweizer Seen, im Rhein und in der Aare bereits dichte Bestände gebildet (Haltiner et al. 2021). Einige Zentralschweizer Seen sind jedoch noch frei von der Quaggamuschel (s. Abbildung 1). Im Gegensatz zur in der Schweiz mehr oder weniger flächendeckend verbreiteten invasiven Zebamuschel (*Dreissena polymorpha*) – auch Wandermuschel genannt – besiedelt die Quaggamuschel den Seegrund bis in wesentlich grössere Tiefen und verstopft dort die Rohre und Filter von Trink- und Kühlwasseranlagen. Sie verursacht somit hohe Unterhaltskosten (Connelly et al. 2007; Cuthbert et al. 2021). Dies gilt auch für Schiffe

oder Hafenanlagen, da die Muschel auf verschiedensten Untergründen wächst und als Larve auch feinporeige Filter durchdringen kann.

Quaggamuscheln sind Wasserfiltrierer und entziehen einem Gewässer bei massenhaftem Auftreten grosse Mengen an Algen, von welchen sie sich ernähren. Dadurch verändern sie die Verfügbarkeit von Nahrung für Planktontiere (Vanderploeg et al. 2002; 2001) und verändern die Nahrungsnetze eines Sees dramatisch (Strayer 2010). Zudem konkurrenzieren die Quaggamuscheln einheimische Arten, unter anderen Grossmuscheln und andere Kleinlebewesen am Seegrund, und verändern die Artenzusammensetzung im Plankton. Sie können sich im Gegensatz zur Zebamuschel bereits ab einer Wassertemperatur von fünf Grad Celsius fortpflanzen und somit ganzjährig vermehren (Higgins & Vander Zanden 2010; Karatayev et al. 2015).

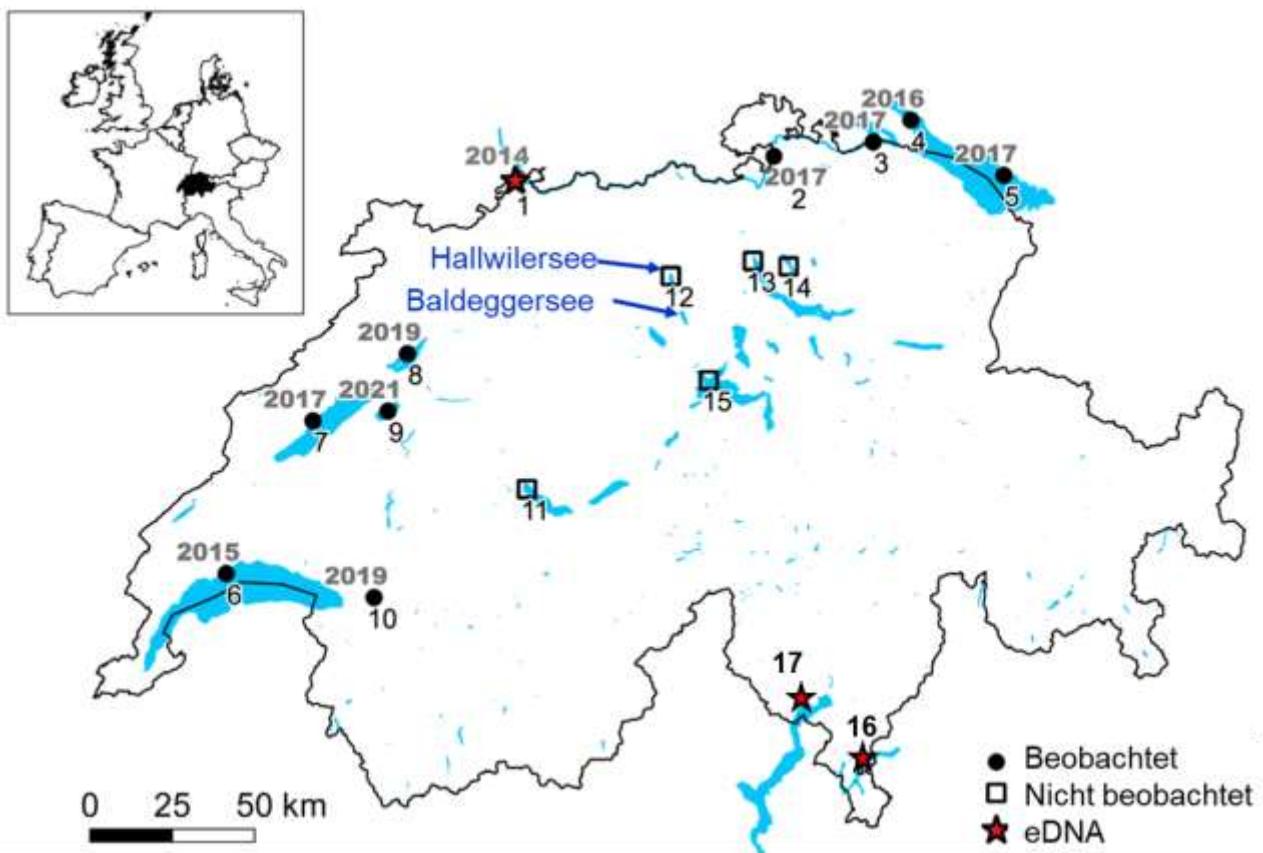


Abb. 1: Die aktuelle Verbreitung der Quaggamuschel in der Schweiz. Gewässer wo bereits Quaggamuscheln gefunden wurden (schwarze Punkte), Gewässer wo noch keine beobachtet wurden (weisse Quadrate), Erstnachweis mittels eDNA (roter Stern). Gewässer: 1 Rhein, Basel; 2: Rhein, Rheinau; 3: Untersee, Stein am Rhein; 4: Überlingersee, Wallhausen; 5: Bodensee, Langenargen; 6: Genfersee; 7: Neuenburgersee; 8: Bielersee; 9: Murtensee; 10: Lac Hongrin; 11: Thunersee; 12: Hallwilersee; 13: Zurichsee, Limmat; 14: Greifensee; 15: Vierwaldstättersee, 16: Lago di Lugano, 17: Lago Maggiore. Abbildung übersetzt und aktualisiert aus Haltiner et al. (2021).

Weitere invasive Arten könnten unsere Gewässer bald erreichen

In den nächsten Jahren muss ohne griffige Gegenmassnahmen neben der Einschleppung der Quaggamuschel auch die Einschleppung von rund 20 weiteren gebietsfremden Arten in die Seen der Zentralschweiz befürchtet werden. Einige dieser Arten könnten starke ökologische und ökonomische Auswirkungen haben. So bildet zum Beispiel die Schwebegarnele (*Limnomysis benedeni*) bereits im Bodensee und im Zürichsee grossflächig dichte Schwärme, der Stachelhlokrebs (*Echinogammarus*

ischnus) bildet eine dichte Population in der Limmat, mit deutlichen Auswirkungen auf die Makrozoobenthos-Fauna und der Kalikokrebs (*Orconectes immunitis*) breitet sich bereits im Oberrhein aus und verdrängt die einheimischen Krebse weiter.



Abb. 2: Infotafeln am Hallwilersee: Boote und Material sollen bei jedem Gewässerwechsel kontrolliert, gereinigt und getrocknet werden. Eine Verankerung, welche nach nur wenigen Monaten im Genfersee dicht mit Quagga- und Zebra-Muscheln besiedelt war (Foto rechts: Sébastien Lavanchy, Limnology Center/EPFL)

Konzept und Umsetzung von Massnahmen

Konzept zum Schutz vor invasiven Arten und Informationskampagne ab 2021

Im Frühling 2020 empfahl das Bundesamt für Umwelt (BAFU) den Kantonen sofortige Informations- und Sensibilisierungsmassnahmen zu ergreifen, um die Weiterverbreitung der Quagga- und Zebra-Muschel aufzuhalten oder zumindest zu verzögern. Die Abteilung für Umwelt des Kantons Aargau ergriff daraufhin basierend auf der Freisetzungsverordnung (FrSV, Art. 52, Abs. 1) und dem Gewässerschutzgesetz (GSchG, Art. 3, Sorgfaltspflicht) Massnahmen, damit der Hallwilersee von der Muschel verschont bleibt (s. Tabelle 2). Die betroffenen Gemeinden, Bootsbesitzerinnen und Seebesucher wurden über eine Informationskampagne für das Thema sensibilisiert. Mithilfe eines Gesamtkonzeptes zum Schutz des Hallwilersees und des Baldeggersees vor der Einschleppung von invasiven Arten wurden im Jahr 2021 die Massnahmen verstärkt und auch auf andere invasive Arten ausgeweitet. Für das Konzept wurde auch eine Beobachtungsliste mit 20 Arten erstellt, deren Einschleppung ohne Gegenmassnahmen in Zukunft zu erwarten ist. Basierend auf einer Analyse und Priorisierung der möglichen Einschleppungspfade (s. Tabelle 1) wurde eine Informationskampagne erarbeitet, die vorwiegend auf Bootsbesitzerinnen aber auch auf Taucherinnen, Angler, Stand Up-Paddlerinnen und andere Wassersporttreibende ausgerichtet ist. In Zusammenarbeit mit den Gemeinden am See wurden an den Seezugängen neue Informationstafeln angebracht (s. Abbildung

2). Eine neu erstellte Broschüre macht auf wichtige aquatische invasive Arten aufmerksam und stellt Handlungsempfehlungen für die oben genannten Zielgruppen zusammen. Die Broschüre wird über Vereine und Organisationen, die Hallwilersee-Ranger oder bei der Ausgabe von Fischereipatenten verteilt. Die wichtigsten Informationen und Dokumente zu den Massnahmen gegen die Einschleppung invasiver Arten am Hallwilersee finden sich auch auf der Homepage des Kantons: www.ag.ch/gewässer-neobiota

Da der Hallwilersee über den Aabach direkt mit dem im Kanton Luzern liegenden Baldeggersee verbunden ist, wurde letzterer ebenfalls im Gesamtkonzept behandelt. Allerdings ist auf dem Baldeggersee die Freizeitnutzung durch Naturschutzbestimmungen stark eingeschränkt und die Bootsnutzung nur in wenigen Ausnahmen erlaubt.

Tab. 1: Einstufung der Einschleppungspfade gebietsfremder Organismen in den Hallwilersee und in den oberliegenden Baldeggersee. Einstufung nach ihrer Relevanz für die Einschleppung neuer aquatischer gebietsfremder Arten.

Unabsichtliche Weiterverbreitung	Hallwilersee	Baldeggersee	
Transport am Rumpf von Freizeitbooten			
Transport im Kühl- und Bilgenwasser von Freizeitbooten			
Transport mit Wassersportgeräten und Ausrüstungsgegenständen			
Transport mit Tauchausrüstung			
Transport mit Fischereiausrüstung und Material			
Unbemerkt freilassen beim Fischbesatz			
Entkommen aus Zuchten			
Transport mit Ausrüstung bei Probenahmen von Fachleuten			
Transport mit schwimmenden Wasserbau-Geräten			
Wissentliche Weiterverbreitung			
Freilassen von Aquarien- oder Gartenteichtieren (verboten!)			
Freilassen von Köderfischen (verboten!)			
Freilassen von Fischen zum Wiederfangen (verboten!)			
Hohe Relevanz	Mittlere Relevanz	Geringe Relevanz	Nicht relevant

Tab. 2: Die wichtigsten rechtlichen Grundlagen, auf welchen die Verfügungen und die Verpflichtung der Bootsbesitzenden zur Reinigung ihrer Boote basieren

Artikel	Zweck
Freisetzungsverordnung: FrSV, Art. 52, Abs. 1	verpflichtet die Kantone, soweit erforderlich und sinnvoll, Massnahmen anzuordnen, um das künftige Auftreten von schädlichen invasiven Neobiota zu verhindern.
Gewässerschutzgesetz GSchG, Art. 3, Sorgfaltspflicht	verpflichtet jedermann die gebotene Sorgfalt anzuwenden, um nachteilige Einwirkungen auf die Gewässer zu vermeiden

Fokus auf Risiko-Boote

Das grösste Risiko einer Verschleppung von invasiven Arten besteht für Schiffe, die über Land transportiert werden und ständig oder längere Zeit (mehrere Tage bis Wochen) im Wasser liegen, da Muscheln und andere Tiere den entstehenden Biofilm am Boot benötigen, um sich ansiedeln zu können (De Ventura et al. 2016, Johnson et al. 2001, Wilson et al. 1999). Nur eine Minderheit der Boote – am Hallwilersee sind es wenige Duzend pro Jahr - wird in andere Seen transferiert, zum Beispiel für einen Ferienaufenthalt oder eine Regatta. Seit dem 1. Mai 2021 müssen Halterinnen und Halter ihr Boot nach jedem Ausflug an ein anderes Gewässer sachgemäss reinigen. Diejenigen mit einem Wasserliegeplatz (s. Abbildung 3) müssen ihr Boot vor dem Einwassern in den See zusätzlich kontrollieren lassen. Gereinigt werden kann entweder nach dem Auswassern auf einem Bootswaschplatz am anderen Gewässer oder auf einem der empfohlenen Waschplätze in der Region Hallwilersee. Schiffshaltende am Hallwilersee müssen sich zudem bei ihrem Stegwart oder ihrer Stegwartin ab- und wieder zurückmelden (s. Abbildung 4). Bei der Rückkehr an den Steg müssen sie eine Bestätigung vorweisen, dass ihr Boot kontrolliert wurde. Am Hallwilersee dürfen zudem nur in Ausnahmefällen Boote, welche nicht dort gemeldet sind, einwassern (Regatta-Boote, Arbeitsboote, Segelboote mit Saisonbewilligung und Boote bei der periodischen Schiffsprüfung). Die Regattaveranstalter werden ebenfalls verpflichtet, Boote vor dem Einwassern auf Neobiota zu kontrollieren. Den Schiffshaltenden entstehen keine Kosten für die Kontrolle – für die Reinigung müssen sie aber selbst aufkommen. Diese Reinigung ist auch für kleinere Boote, wie zum Beispiel Kanus oder Gummiboote und alle Ausrüstungsgegenstände empfohlen.



Abb. 3 Bootssteg in Meisterschwanden am Hallwilersee (Foto: Gemeinde Meisterschwanden)

Kontrollfunktion der Einwasserungsstellen und StegwartInnen

Am Hallwilersee gibt es nur drei wichtige Einwasserungsstellen, an denen Boote in der Regel eingewassert werden. Die Betreibenden der Aargauer Einwasserungsstellen wurden durch den Kanton per Verfügung dazu verpflichtet, alle Boote mit einem Wasserliegeplatz nach einem Aufenthalt in einem anderen Gewässer zu kontrollieren (s. Abbildung 4). Sie dürfen nur Boote einwassern lassen, welche frei von Neobiota sind. Die Betreibenden von kommerziellen oder gemeinschaftlichen Bootsstegen wurden ebenfalls per Verfügung dazu verpflichtet, bei der Rückkehr eines Boots an den Steg zu überprüfen, dass das Boot nach dem Aufenthalt auf einem anderen Gewässer an einer der Einwasserungsstellen kontrolliert wurde. Die Verfügungen und das Formular für die Kontrollen wurden vom Kanton zusammen mit den Gemeinden, Werften, Stegwartinnen und Stegwarte, einem beteiligten Segelclub und dem kantonalen Schifffahrtsamt ausgearbeitet. Der Kanton instruierte in einer Schulung die Kontrolleurinnen und Kontrolleure, die von den beiden operierenden Werften am Hallwilersee, der Gemeinde Meisterschwanden und dem Segelclub Hallwil gestellt werden. Der Kanton entschädigt die Betreibenden der Einwasserungsstellen für den Kontrollaufwand.

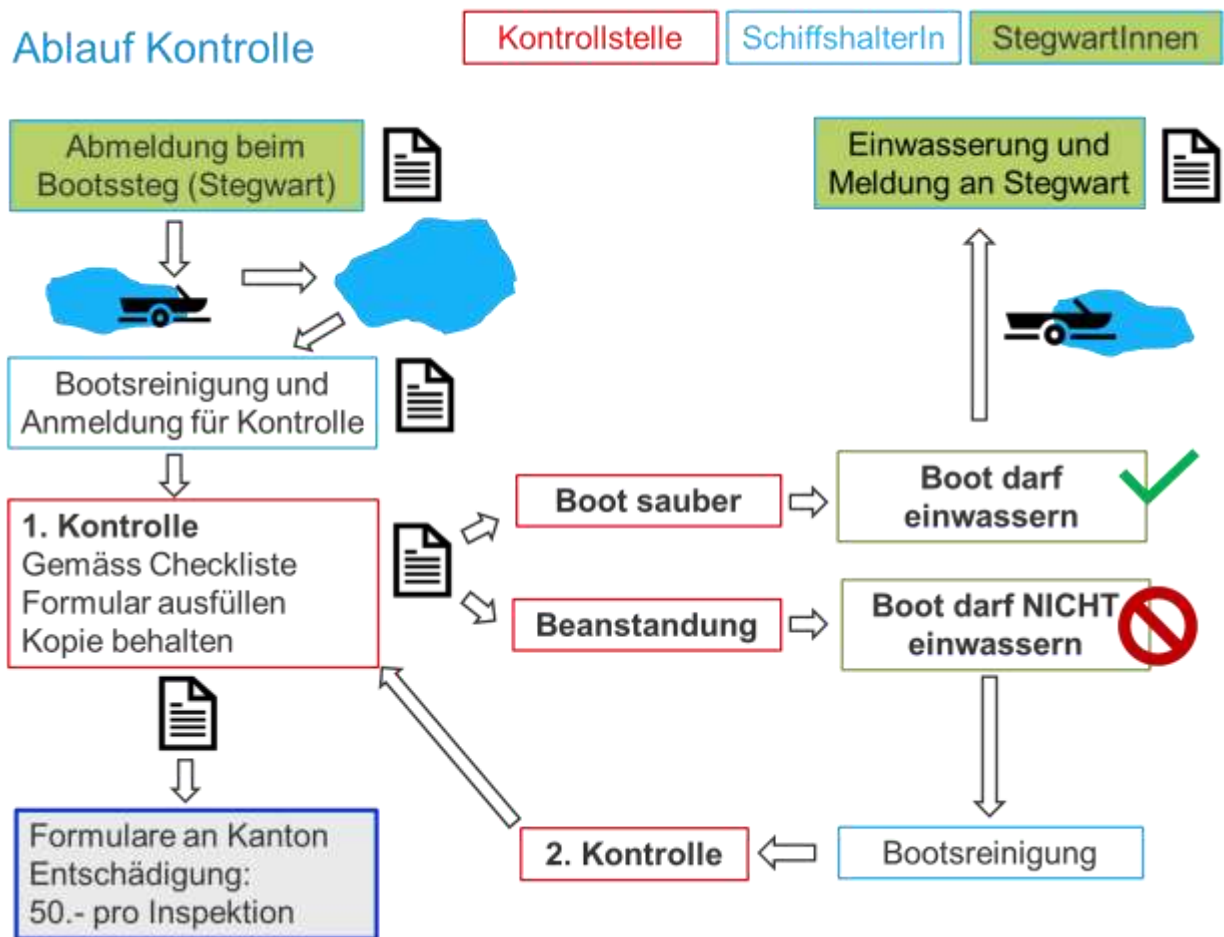


Abb. 4: Schema der Neobiota-Schiffskontrollen am Hallwilersee.

Neobiota-Monitoring im Hallwilersee

Wie viel die Neobiota-Schutzmassnahmen nützen, wird das Neobiota-Monitoring erst im Verlauf der Jahre zeigen: 2021 wurde der Hallwilersee erstmals mittels Umwelt-DNA (eDNA) auf die Präsenz von invasiven Arten untersucht. Dazu wurden im Frühsommer und im Herbst je acht Wasserproben an verschiedenen Stellen aus dem See entnommen und filtriert. Aus den Proben wird anschliessend die DNA extrahiert und mittels DNA-Sequenzierung auf die 49 Arten einer erweiterten Beobachtungsliste (inklusive etablierte Neobiota und Neobiota mit geringerem Invasivitätspotential) überprüft. Es wurden jedoch keine Sequenzen neuer gebietsfremder Arten, deren Vorkommen nicht bereits bekannt war, nachgewiesen. Das eDNA-Monitoring wird über die nächsten Jahre weitergeführt.

Im Hallwilersee fanden 2021 zudem Untersuchungen von in der Uferzone lebenden wirbellosen Wassertieren statt. Mehrere Meldungen aus der Bevölkerung von Neobiota-Sichtungen wurden vom Kanton genauer geprüft. So wurde zum Beispiel die Asiatische Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) gemeldet, deren Vorkommen im See schon seit ein paar Jahren vermutet wurde. Die gefürchtete Quaggamuschel wurde hingegen bisher nicht gefunden.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Erkenntnisse aus dem Pilotjahr

Zum Abschluss des ersten Jahres wurden die neu eingeführten Massnahmen in einem Bericht evaluiert. Dazu wurden einerseits die Kontrollformulare und andere Dokumente ausgewertet und andererseits Rückmeldungen und Verbesserungsvorschläge aller Beteiligten eingeholt. Es zeigte sich, dass die Massnahmen von den Beteiligten und den Betroffenen positiv bewertet und weiterhin befürwortet werden. Als Erfolgsfaktor stellte sich heraus, dass die betroffenen Akteure am Hallwilersee bereits früh in die Ausarbeitung der Massnahmen einbezogen wurden. Die Informationskampagne erreichte die Zielgruppen und das Thema wurde auch von den Erholungssuchenden am See gut aufgenommen. Die Kontrollstellen setzten die Bootskontrollen engagiert um. Sie kontrollierten 2021 insgesamt rund 30 einwassernde Boote auf Neobiota und alle Boote konnten sauber eingewässert werden.

Weiterführung und Anpassungen

Mit wenigen kleinen Anpassungen werden die Neobiota Schutzmassnahmen in den kommenden Jahren weitergeführt. Als grösste Erweiterung der Neobiota-Schutzmassnahmen ist eine Ausweitung der Informationskampagne auf das Thema «Kein Freisetzen von Teich- und Aquarientieren» vorgesehen.

Das Beispiel Hallwilersee zeigt, dass es möglich ist, Massnahmen gegen die Verbreitung aquatischer Neobiota unter Einbezug und mit der Mithilfe der lokalen Behörden, Vereine und der Bevölkerung umzusetzen. Um die Erfolgchancen der Massnahmen massgeblich zu steigern, sollten ähnliche Massnahmen auch an den Gewässern anderer Kantone und im benachbarten Ausland umgesetzt werden.

Literatur

- Connelly, N. A., C. R. O'Neill, B. A. Knuth, and T. L. Brown (2007): 'Economic Impacts of Zebra Mussels on Drinking Water Treatment and Electric Power Generation Facilities'. *Environmental Management* 40 (1): 105–12. <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0296-5>.
- Cuthbert, Ross N., Zarah Pattison, Nigel G. Taylor, Laura Verbrugge, Christophe Diagne, Danish A. Ahmed, Boris Leroy, et al. (2021): 'Global Economic Costs of Aquatic Invasive Alien Species'. *Science of The Total Environment* 775 (June): 145238. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145238>.
- De Ventura, Lukas, Kirstin Kopp, Katri Seppälä, and Jukka Jokela (2016): 'Tracing the Quagga Mussel Invasion along the Rhine River System Using EDNA Markers: Early Detection and Surveillance of Invasive Zebra and Quagga Mussels'. *Management of Biological Invasions*, May, 101–12. <https://doi.org/10.3391/mbi.2017.8.1.10>.
- De Ventura, Lukas, Nora Weissert, Robert Tobias, Kirstin Kopp, and Jukka Jokela (2016): 'Overland Transport of Recreational Boats as a Spreading Vector of Zebra Mussel *Dreissena Polymorpha*'. *Biological Invasions* 18 (5): 1451–66. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1094-5>.
- Haltiner, Linda, Hui Zhang, Orlane Anneville, Lukas De Ventura, J Tyrell De Weber, and Dennis Stuart (2021): 'The Distribution and Spread of Quagga Mussels in Perialpine Lakes North of the Alps'. *Aquatic Invasions*. <https://doi.org/accepted>.
- Higgins, S. N., and M. J. Vander Zanden. (2010): 'What a Difference a Species Makes: A Meta-Analysis of Dreissenid Mussel Impacts on Freshwater Ecosystems'. *Ecological Monographs* 80 (2): 179–96. <https://doi.org/10.1890/09-1249.1>.
- Johnson, L. E., A. Ricciardi, and J. T. Carlton. (2001): 'Overland Dispersal of Aquatic Invasive Species: A Risk Assessment of Transient Recreational Boating'. *Ecological Applications* 11 (6): 1789–99.
- Karatayev, Alexander Y., Lyubov E. Burlakova, and Dianna K. Padilla (2015): 'Zebra versus Quagga Mussels: A Review of Their Spread, Population Dynamics, and Ecosystem Impacts'. *Hydrobiologia* 746 (1): 97–112. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1901-x>.
- Strayer, D. L. (2010): 'Alien Species in Fresh Waters: Ecological Effects, Interactions with Other Stressors, and Prospects for the Future'. *Freshwater Biology* 55 (January): 152–74. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02380.x>.
- Vanderploeg, H. A., J. R. Liebig, W. W. Carmichael, M. A. Agy, T. H. Johengen, G. L. Fahnenstiel, and T. F. Nalepa (2001): 'Zebra Mussel (*Dreissena Polymorpha*) Selective Filtration Promoted Toxic Microcystis Blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie'. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58 (6): 1208–21.
- Vanderploeg, H. A., T. F. Nalepa, D. J. Jude, E. L. Mills, K. T. Holeck, J. R. Liebig, I. A. Grigorovich, and H. Ojaveer. (2002): 'Dispersal and Emerging Ecological Impacts of Ponto-Caspian Species in the Laurentian Great Lakes'. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59 (7): 1209–28. <https://doi.org/10.1139/f02-087>.
- Wilson, A. B., K. A. Naish, and E. G. Boulding. (1999): 'Multiple Dispersal Strategies of the Invasive Quagga Mussel (*Dreissena Bugensis*) as Revealed by Microsatellite Analysis'. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56 (12): 2248–61.

Auswirkungen eines Extrem-Hochwassers im Juli 2021 in Hagen (Westfalen) auf die Hydromorphologie und –biologie

Jörg Drewenskus

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

Keywords: Extrem-Hochwasser, Hydromorphologie, Hydrobiologie

Einleitung

Am 14./15. Juli 2021 kam es zu einem Extrem-Hochwasser an der Volme und ihren Nebengewässern sowie zwei Nebengewässern der Lenne im Stadtgebiet Hagen. Vorausgegangen war anhaltender Starkregen mit lokal bis zu 250-285 mm Niederschlag in 21 h. Dies führte zu katastrophalen Schäden und Zerstörungen an Ufermauern, Brücken, Straßen, Eisenbahnlinien, Versorgungsleitungen und -einrichtungen, Gewerbe- und Industriehallen sowie an Wohngebäuden. Durch das Extrem-Hochwasser wurden neue Strukturelemente in und an Fließgewässern geschaffen.

Untersuchungsgebiet

Die Lage des Gebietes ist der Abbildung 1 zu entnehmen. Die Stadt Hagen liegt südlich der geographischen Mitte von Nordrhein-Westfalen im Einzugsgebiet der Ruhr sowie im Schnittpunkt der Flüsse Lenne, Volme und Ennepe mit Mündung in die Ruhr.

Ergebnisse

Das Land Nordrhein-Westfalen betreibt durch das Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz (LANUV) ein landesweites Messnetz mit Pegeln an den größeren Gewässern. Kleinere Nebengewässer werden nur über die Hauptgewässer abgebildet.

Bei der Hochwasserentstehung ist zu beachten, dass die Faktoren Versiegelungsgrad, Bodenart, Bodenzustand, Bewuchs, Geländegefälle, die Form und Ausrichtung des Einzugsgebietes zur Zugrichtung des Regens von großer Bedeutung sind. In Hagen hatte es schon in den zwei Wochen vor dem Hochwasserereignis erhebliche Niederschläge gegeben, die zur Füllung des Porenraumes im Boden geführt haben. D. h., dass im Vorzustand bereits der Boden mit Wasser gesättigt war. Verschärfend wirkten örtliche Maßnahmen der Forstwirtschaft wie Kahlschläge, Bodenverdichtung und Ablagerung von Stamm- sowie Astholz im Einzugsgebiet, die lokal zur erheblichen Verschärfung des Hochwassergeschehens beitrugen. Am 13. Juli 2021 um 22:00 Uhr begann im Bereich Hagen-Altена ein Starkregen, der in den nächsten 21 Stunden 250-285 mm Regen fallen ließ. Dieser Regen traf auf die bereits Wasser gesättigten Böden mit aufgefüllten Porenräumen.

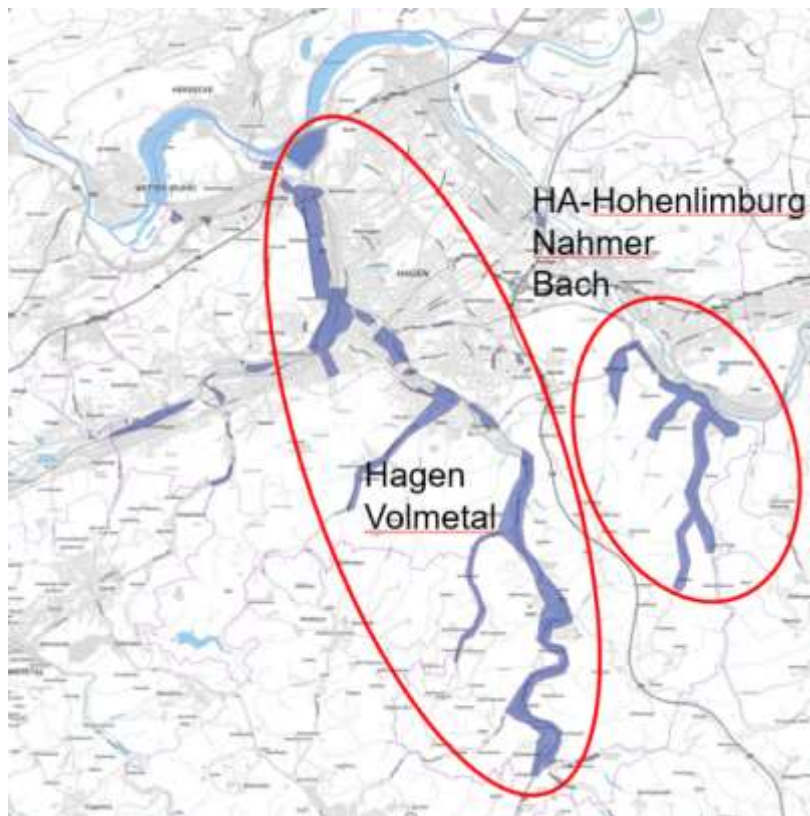


Abb. 1: Darstellung der vom Hochwasser 2021 betroffenen Bereiche im Hagener Stadtgebiet, (dunkelblau), (verändert nach Stadt Hagen 2021).

Der Wasserstand des Pegels Hagen-Ambrock befand sich am 13. Juli unterhalb von 60 cm Wasserhöhe und damit unterhalb von Niedrigwasser. Innerhalb weniger Stunden stieg dieser Pegel auf einen Wasserstand von 3,30 m an. Durch die Lage der Regenzelle im Gebiet entwickelten sich selbst kleine Rinnsale und Bäche zu reißenden Wasserläufen. Da es hier keine Pegeleinrichtungen gab, war auch eine Warnung mittels Wasserstandsdaten nicht möglich. Alle Straßen, Wege und sogar Pfade wurden ebenfalls zu reißenden Gewässern. Dies ist der Topographie des Einzugsgebietes mit sehr steilen Lagen und vielen Kerbtälern geschuldet. Es kam zu katastrophalen Schäden und Zerstörungen an Ufermauern, Brücken, Straßen und Eisenbahnlinien, Versorgungsleitungen und -einrichtungen sowie Industriebetrieben und Wohngebäuden. Das Hochwasser zeigte im Volme-Einzugsgebiet das größte Schadenspotenzial. Ebenso kam es im Einzugsbereich der Lenne an den kleineren Gewässern Nahmer Bach, Wesselbach und Nimmerbach zu katastrophalen Hochwasserschäden. In der Lenne selbst ist als kleines Hochwasser unspektakulär abgeflossen.

Im Volmetal wurden 3 Brücken mit Mittelpfeiler komplett zerstört und zahlreiche Industriebetriebe, die ihre Produktionsstandorte in der Gewässeraue haben und ebenerdig produzieren, mit bis zu 1,80 m Wasserstand durchströmt. Umfangreiche Treibholz-Ablagerungen fanden statt. Im Bereich des Nahmer Baches wurden mehrere Industriebetriebe durch Unterspülung ihrer Ufermauern, die gleichzeitig die aufstrebenden Gebäudeteile trugen, erheblich beschädigt. Es kam zu einem massiven Geschiebetransport auch auf Straßen und Wegen mit Geröllschutt und Erdmassen, die sich auf den von den Talhängen her in Bewegung setzten. Dies glich quasi Fließerden und Gerölllawinen wie man sie aus dem voralpinen Raum kennt. Die Hänge wurden teilweise bis auf das Schiefergebirge abgetragen.

Diskussion

Hydromorphologie

Im Hagener Stadtgebiet kommen drei Fließgewässertypen (LAWA 2004) vor. Es sind der Typ 5, der grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbach, der Typ 9, der silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsfluss wie Volme und Ennepe, sowie Typ 9.2, große Flüsse des Mittelgebirges wie es Lenne und Ruhr sind und (s. auch LUA 1999).

Im Bereich der Hydromorphologie zeigten sich beim Parameter Laufentwicklung besondere Gewässerstrukturen durch einsetzende Krümmungserosion, Treibholzansammlungen, Sturzbäume sowie Laufaufweitungen und Laufverzweigungen mit Inselbildung besondere Gewässerstrukturen. Im Bereich der Sohl-Struktur kam es zu Auskolkungen, Bildung von Kehr- und Stillgewässern. Tiefrinnen, Flachwasser, Schnellen, Pools, Kaskaden, Wurzelpolster und Makrophyten-Polster haben sich als besondere Sohl-Strukturen gebildet. Beim Parameter Längsprofil wurden durch das Hochwasser Querbänke, gebildet. Die Strömungs- und Tiefenvarianz wurde maximal gesteigert. Im Bereich des Parameters Uferstruktur kam es zur Bildung von Baumumläufen, Sturz- und Prallbäumen, Treibholzansammlungen sowie zur Bildung von Unterständen und Steiluferabschnitten.

Die landesweite Gewässerstrukturkartierung von 2013 zeigt für das Hagener Stadtgebiet im Bereich des Volme- und Ennepe-Einzugsgebietes überwiegend stark bis sehr stark veränderte Gewässerstrukturen. Diese sind in der Abbildung zwei mit der gelben Signatur (Gewässerstrukturklasse 5 = stark verändert), und orange (Gewässerstrukturklasse 6 = sehr stark verändert), sowie rot (Gewässerstrukturklasse 7 = vollständig verändert) dargestellt.

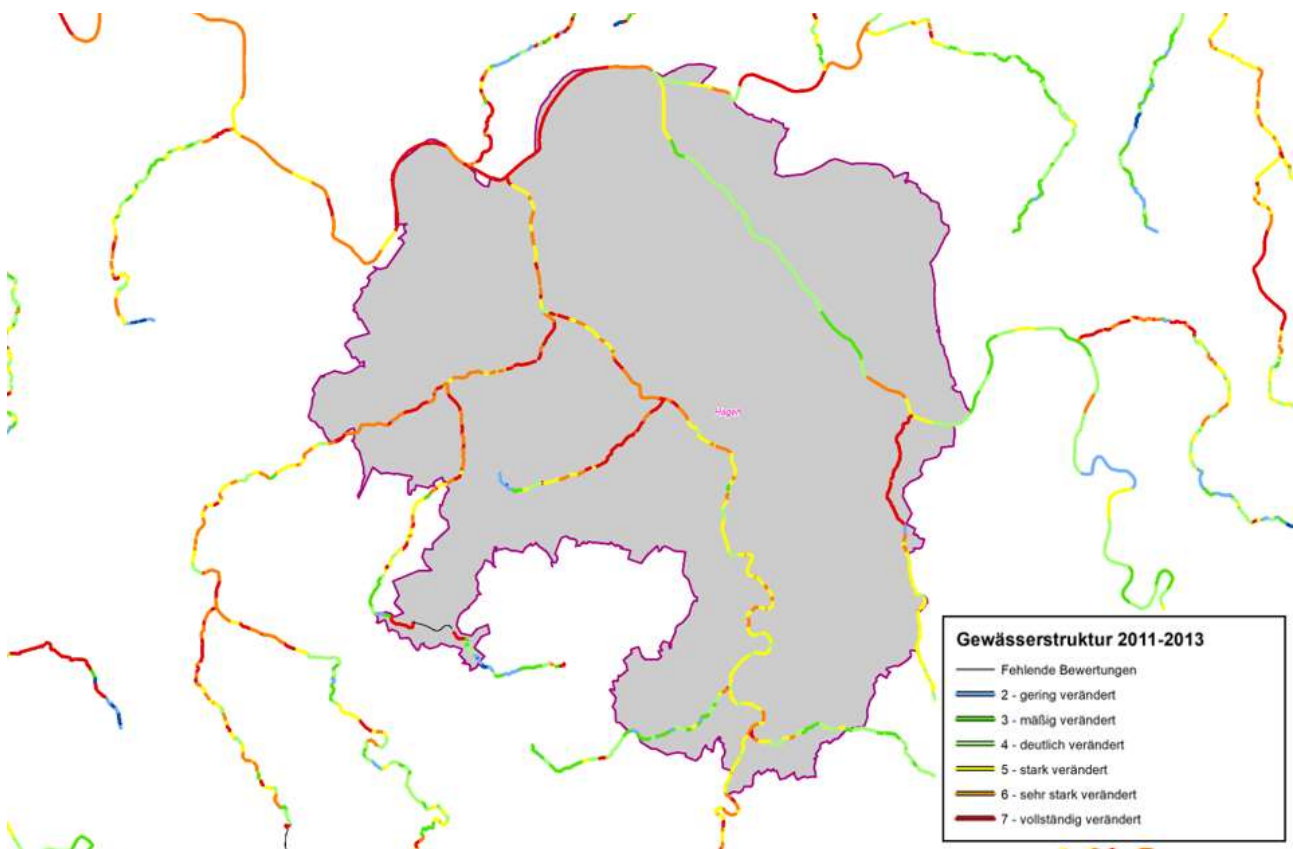


Abb. 2: Die Ergebnisse der Gewässerstrukturkartierung 2013 für das Hagener Stadtgebiet, verändert nach MUNV (2022).

Durch das Extrem-Hochwasser haben sich in den betroffenen Bereichen bessere Gewässerstrukturzustände eingestellt. Im Bereich der Volme oberhalb der Innenstadt Hagen gab es einen massiven Geschiebe- und Totholztransport. Die Volme zeigte starke laterale Gerinnungsverlagerung sowie verbreitet ausgeprägte Verzweigungstendenzen. Es kam zu umfangreichen, kilometerlangen Sedimentverlagerungen, die im Bereich der Vollmündung in die Ruhr zur Bildung von umfangreichen Inselbänken in der Größenordnung von 300 m³ und mehr führten. Leider sind diese Bereiche in der Mündung zum Schutz eines unterhalb liegenden Wehres wieder größtenteils abgetragen worden. Die Abbildung 3 zeigt die Ennepemündung in die Volme bei Flusskilometer 3,4 im Vorzustand, dokumentiert durch ein Foto vom 18.03.2013. Die Bildung von Quer- und Uferbänken durch das Hochwasser in diesem Bereich dokumentiert Abbildung 4, Volme vom 25.08.2021, sehr gut.



Abb. 3: Volme, Einmündung der Ennepe bei Flusskilometer 3,4; 25.03.2013, Foto: LANUV (2013).

Die Abbildung 5 zeigt die Ausmaße des Hochwassers im Bereich der Hagener Stadtmitte mit dem Rathaus an der Volme, das im Erdgeschossbereich mit 22 cm Wasser eingestaut war. Im Bereich der Volme-Uferschutzmauern kam es zu einer großflächigen Ablagerung von Schlamm und Treibgut. Davon waren auch alle ebenerdigen Ladenlokale in der Hagener City betroffen. Viele Lagerräume in Kellergeschossen wurden komplett vernichtet.



Abb. 4: Volme, Einmündung der Ennepe bei Flusskilometer 3,4; 24.08.2021, Foto: J. Drewenskus.



Abb. 5: Volme, Hagener Stadtmitte mit dem Rathaus an der Volme, 27.07.2021, Foto: J. Drewenskus.

An der Selbecke, einem stadtnahen Bach im Volme-Einzugsgebiet, kam es zu massiven Zerstörungen an Ufermauern. Zusätzlich ist das Gewässer in der Vergangenheit an vielen Stellen durch alte Gewerbehallen überbaut worden. Diese Durchlässe waren durch die verlagerten Geschiebe zum Teil komplett verstopft. Die Aufräumarbeiten fanden oft in Handarbeit mit Schubkarre statt.

An anderer Stelle an der Selbecke haben sich besondere Gewässerstrukturen wie Hanganrisse und Auskolkungen eingestellt. Die Sohl-Erosion hat stellenweise das Schiefergebirge freigelegt (siehe Abbildung 6) und an anderer Stelle umfangreiche Substratablagerungen in der Aue aufgeschüttet. Es finden sich nahezu Gebirgsbach ähnliche Initialzustände in der Gewässersohle.



Abb. 6: Selbecke, Sohl-Erosion bis auf das Schiefergebirge, 17.08.2021, Unterwasserfoto: J. Drewenskus.

Am Epscheider Bach wurde ein zu gering dimensionierter Straßendurchlass komplett weggespült und die Kellerwand und Fundamente eines angrenzenden Hauses weggerissen. Als eine der ersten Maßnahmen wurde bereits im August 2021 ein großer neuer Durchlass, aus den größtmöglichen Betonfertigteilen mit 3,5 m lichter Weite, eingebaut.

Im Bereich der Sterbecke, ebenfalls ein Gewässer im Volme-Einzugsgebiet, wurden umfangreiche Blöcke der Ufersicherung abgetragen. Das Gewässer hat sich einen neuen gewundenen Verlauf mit Aufschotterungen geschaffen.

Im Bereich des Nahmer Baches, Lenneeinzugsgebiet, wurden viele Ufermauern komplett zerstört sowie dahinterliegende Gartengrundstücke komplett abgetragen (siehe Abbildung 7).

Ebenso kam es zu vielen Schäden an teilweise eingestürzten Werkshallen auf zerstörten Ufermauern. Im Mittellauf gibt es einen Bereich, der auf mehreren Kilometern eine befestigte Gewässersohle mit Klinkern im Betonbett aufweist. Diese Struktur wurde partiell zerstört und mit Natursubstrat aufgefüllt (siehe Abbildung 8). Im Oberlauf führten die Wassermassen zu einer Gewässeraufweitung mit Aufschotterungen und der Ausbildung eines Steilufer-Abschnittes.



Abb. 7: Nahmer Bach, komplett zerstörte Ufermauer sowie abgetragenes Gartengrundstück (links) 27.07.2021, Foto: J. Drewenskus.

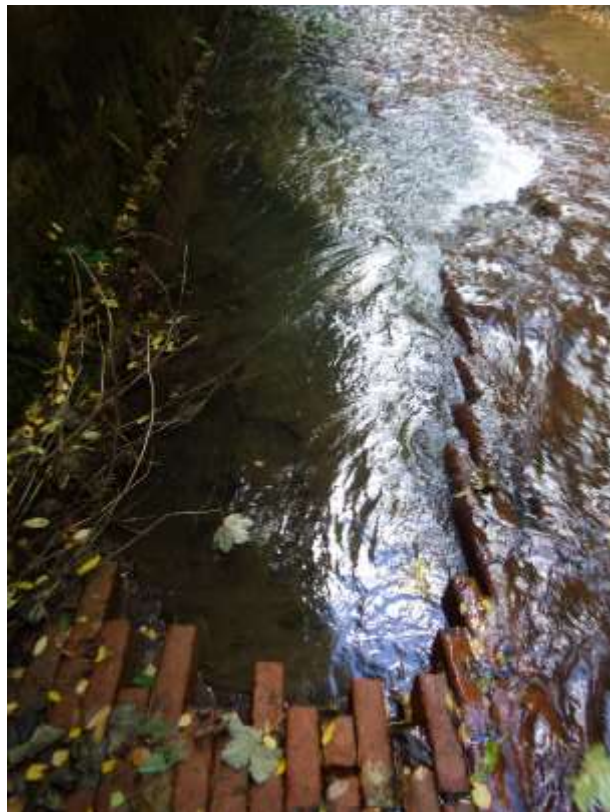


Abb. 8: Nahmer Bach, zerstörte Sohlbefestigung, aufgefüllt mit natürlichem Sohlsubstrat, 08.10.2021; Foto: J. Drewenskus.

Biologie

Die Abbildung 9 stellt die Ergebnisse der Bewertung des ökologischen Zustandes für die Messstellen im Hagener Stadtgebiet für den 5. Zyklus sowie die Bewertung der allgemeinen Degradation für die Oberflächenwasserkörper im 4. Zyklus gemäß Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer (MUNLV 2009). Es ist auffällig, dass die Wasserkörperbewertungen mindestens eine Qualitätsstufe besser eingestuft sind, als die Messstellenbewertungen.

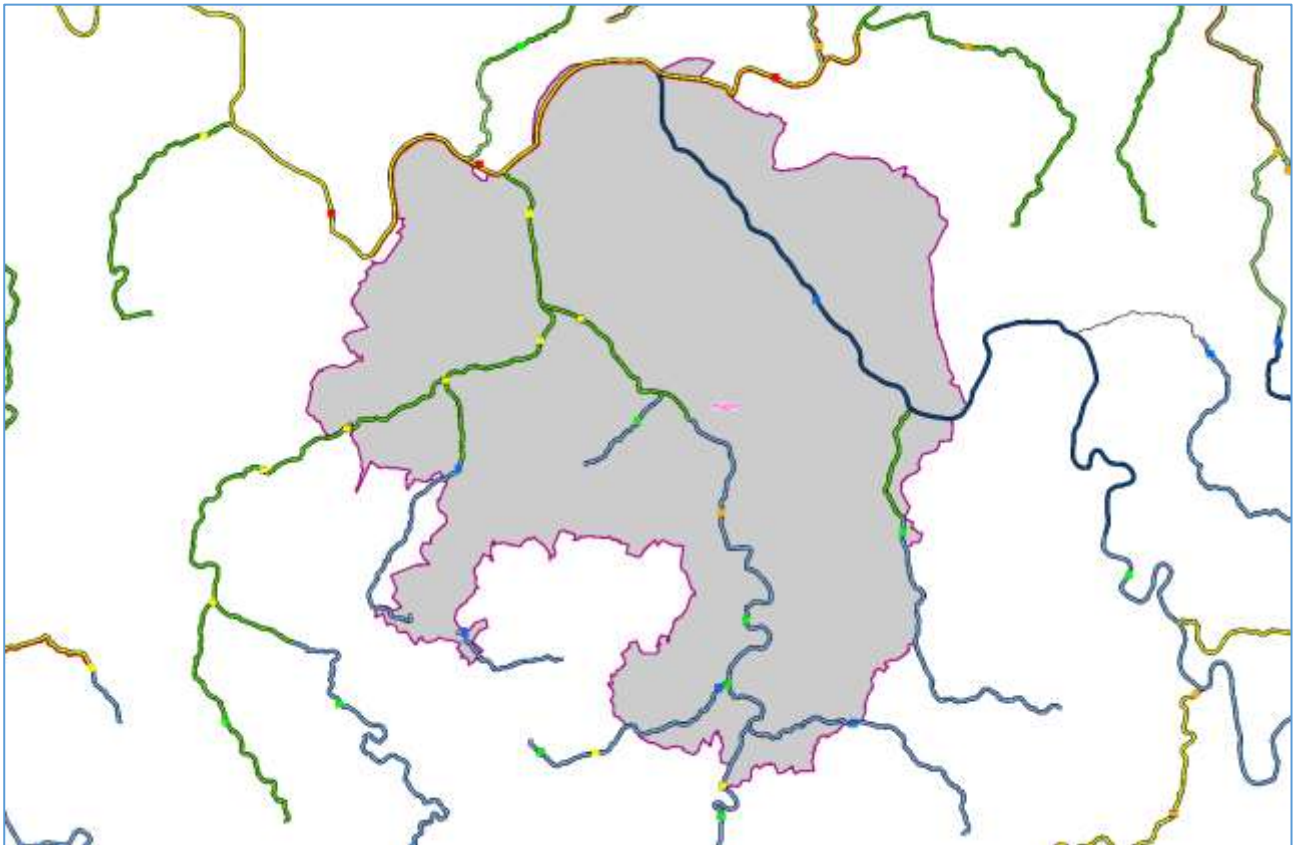


Abb. 9: Bewertung des „Ökologischen Zustand“ an den Messstellen (5. Zykl.) sowie Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ der Oberflächwasserkörper OFWK (4. Zykl.) für das Hagener Stadtgebiet, verändert nach MUNV (2022).

Im Folgenden sollen die Dauermessstelle Hagen-Innenstadt, die 441 107 bei Volme-Kilometer 4,4 sowie eine zusätzlich eingerichtete, investigative Messstelle 441 053 bei Volme-Kilometer 7,8 im Stadtteil Hagen-Delstern, näher betrachtet werden.

Die Abbildung 10 zeigt den Zustand der Messstelle Hagen-Innenstadt nach dem Hochwasser am 24.08.2021 mit gut strukturierter Sohle sowie der Uferbank rechts. Die Abbildung 11 zeigt die Messstelle Hagen-Delstern, bei Eintritt des Gewässers in den bebauten

Stadtbereich, ebenfalls nach dem Hochwasser am 26.08.2021. Bereits im Vorzustand war die Gewässer-Sohle mit vielen Ufer- und Querbänken gut strukturiert. Durch das Hochwasser kamen noch große Anteile von Totholz hinzu.



Abb. 10: Volme, Messstelle Hagen-Innenstadt, 24.08.2021, Foto: J. Drewenskus.



Abb. 11: Volme, Messstelle Hagen-Delstern, 26.08.2021, Foto: J. Drewenskus.

In der Tab. 1 sind die Ergebnisse des biologischen Gewässer-Monitorings für die Messstellen des Landes NRW im Bereich der Stadt Hagen in Fließrichtung von oberhalb nach unterhalb dargestellt (LANUV 2022a und 2022b, MUNV 2022). Die oberhalb liegende Messstelle in Hagen-Priorei ist letztmalig im 2. Zyklus beprobt worden. Die Dauermessstelle Hagen-Innenstadt, oberhalb der Einmündung der Ennepe, wurde 2019 im 5. Zyklus beprobt und bewertet und zusätzlich nach dem Hochwasserereignis am 1.10.2021 beprobt. Für die Messstelle in Hagen-Delstern zeigen die Ergebnisse für das Modul Saprobie eine gute Bewertung (2*) und für die allgemeine Degradation sowie den ökologischen Zustand mäßige Bewertungsergebnisse (3*). Die Ergebnisse sind nicht gesichert (Markierung mit *), da gemäß Verfahrensvorschriften nicht genügend Taxa in den Proben nachgewiesen werden konnten.

Tab. 1: Übersicht der Ergebnisse des biologischen Monitorings an der Volme in Hagen, Erläuterungen im Text, verändert nach LANUV (2022a und 2022b), MUNV (2022).

Biologie																	
MNr	Messstellenname	Gewässer	GNr.	Periodes					Phylib					Fische			
				Monitoringzyklus	Periodes Saprobie	Periodes all. Degradation	Periodes Versauerung	Periodes Öko. Zustandsklasse	Periodes Allgemeine Degradation ÖP	Periodes Ökol. Zustandsklasse ÖP	Phylib Makrophyten	Phylib Diatomeen	Phylib Sonstiges Phytobenthos	Phylib Gesamtbewertung	LUA - NRW - Verfahren	FIBS Fischfauna	
440851	(R328) IN PRIOREI	VOLME	2768	1	2	1		2			5	3	3		5	3	
				2	2	3		3									
				3													
				4													
				5													
441004	(R 330) AM PEGEL AMBROCK	VOLME	2768	1												4	
				2												4	
				3												4	
				4												4	
				5													
441053	(R 330a) OH BRÜCKE DELSTERN	VOLME	2768	5	2	3*		3*									
441107	(R331) OH EINMDG ENNEPE	VOLME	2768	1	2	1		2				3	3		5	2	
				2	2	2		2			3	3			3		
				3	2	3		3		3	3			5	4		
				4				3 OFWK		3	3			5	3		
				5	2	3*		3*									
				5 HW	2*	3*		3*									

Die Abbildung 12 zeigt detaillierte Auswertungen der Messstellen Hagen-Delstern und Hagen-Innenstadt. Für die Messstelle Hagen-Delstern gibt es nur die Untersuchung nach dem Hochwasserereignis vom 1.10.2021. Somit gibt es keine Vergleichsmöglichkeit mit einem Vorzustand in diesem Gewässerabschnitt. Es wurden 33 Taxa gefunden. Der Scorewert der Allgemeinen Degradation betrug 0,55. Die ungesicherte Bewertung liegt bei „mäßig“ (3*). Ab einem Score von 0,6 wäre eine bessere Bewertung mit „gut“ (2) gegeben. Die Messstelle Hagen-Innenstadt zeigte am 26.06.2019 30 Taxa. Für das Modul Allgemeine Degradation ergab es eine Bewertung „mäßig“ (3*), die nicht gesichert und einen Scorewert von 0,45 aufweist. Die Untersuchung nach dem Extrem-Hochwasser am 1.10.2021 ergab 21 Taxa. Das Modul Allgemeine Degradation ergab die Bewertung „mäßig“ (3*), ungesichert aufgrund der zu geringen Taxazahl, mit einem Scorewert von 0,44. Die Bewertung aus 2019 ergab einen Scorewert von 0,45. Damit sind die Scorewerte der Jahre 2019 und 2021 nahezu gleich.

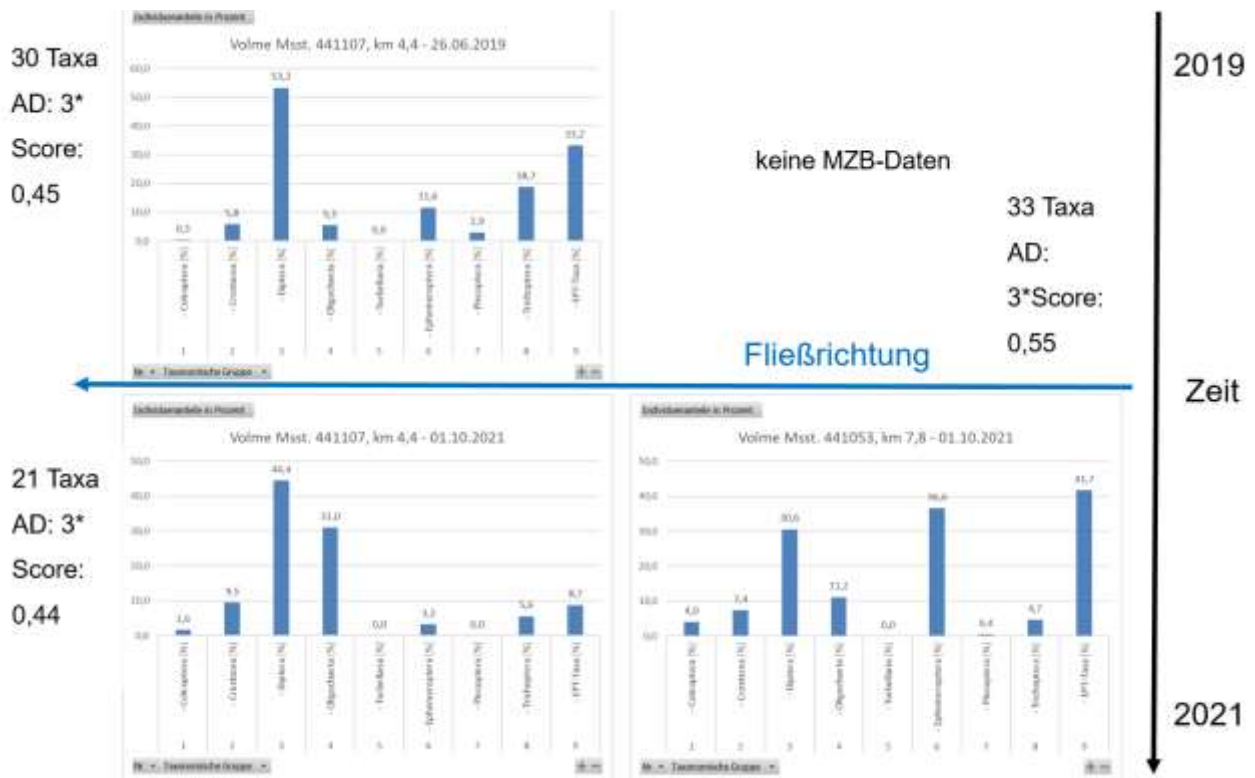


Abb. 12: Detaillierte Auswertung der Messstellen Hagen-Delstern und Hagen-Innenstadt nach Organismengruppen.

Bei der Auswertung der Organismengruppen, die hauptsächlich im Gewässertyp 9 vorkommen, fällt allerdings auf, dass es zu einer erheblichen Vermehrung des Anteils der Oligochaeten von 5,5 % Anteil im Jahr 2019 zu einem 31 % Anteil im Jahr 2021 nach Hochwasser Schadensereignis gekommen ist. Besonders betrachtet werden die Gruppen der Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera) sowie Köcherfliegen (Trichoptera). Diese EPT-Taxa, die 2019 zusammengefasst 33,2 % ausmachten, sind auf einen 8,7 % Anteil gesunken. Dies ist sicherlich auch auf den Probenahmetermin 1. Oktober 2021 zurückzuführen. Zu diesem Zeitpunkt befinden sich viele EPT-Taxa nicht mehr im Gewässer, sondern sind als Fluginsekten unterwegs.

In der Abbildung 13 sind die Strömungspräferenzen für die Messstellen dargestellt. Für die Messstelle Hagen-Delstern 2021 zeigt sich 48,7 % Anteil an sehr strömungsliebenden Arten. An der unterhalb liegenden Messstelle Hagen Innenstadt 2021 sinkt ihr Anteil auf 8,7 % ab, parallel dazu steigt der Anteil der nur strömungsliebenden Arten von 12,1 auf 42,9 % an. Auffällig ist der Anteil nicht eingestufte Taxa, der von oberhalb 14,5 auf über 34 % steigt. Hier darf angenommen werden, dass sich die nicht eingestufte Taxa überwiegend aus Ubiquisten zusammensetzen und die Störung durch das Hochwasserereignis dokumentieren.

Bei den Habitat-Präferenzen zeigt die Abbildung 14 für die Messstelle Hagen-Delstern einen 20,4 % Anteil von Steinbesiedlern, der auf 11,7 % bei der Messstelle in der Innenstadt absinkt. Ebenso sinkt der Anteil der Makrophyten-Bewohner von 26 % auf 7,1 % in der Innenstadt. In der Innenstadt nimmt der Anteil der Sandbewohner auf 18,9 % zu gegenüber 5,1 % oberhalb ab. Auch hier fällt die Zunahme der nicht eingestufte Taxa auf, die von 7,4 oberhalb auf 20,6 % nach unterhalb zunehmen. Der Vergleich der Messstelle Innenstadt von 2021 zu 2019 zeigt ein ähnliches Bild.

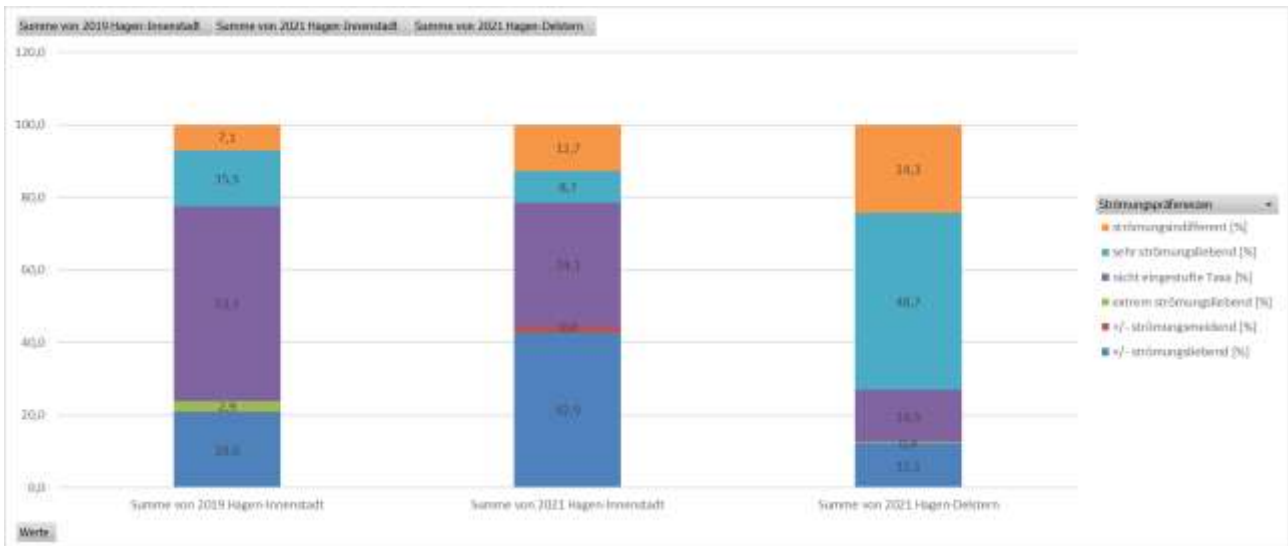


Abb. 13: Volume, Detailauswertung der Ergebnisse nach Strömungspräferenzen der Organismengruppen.

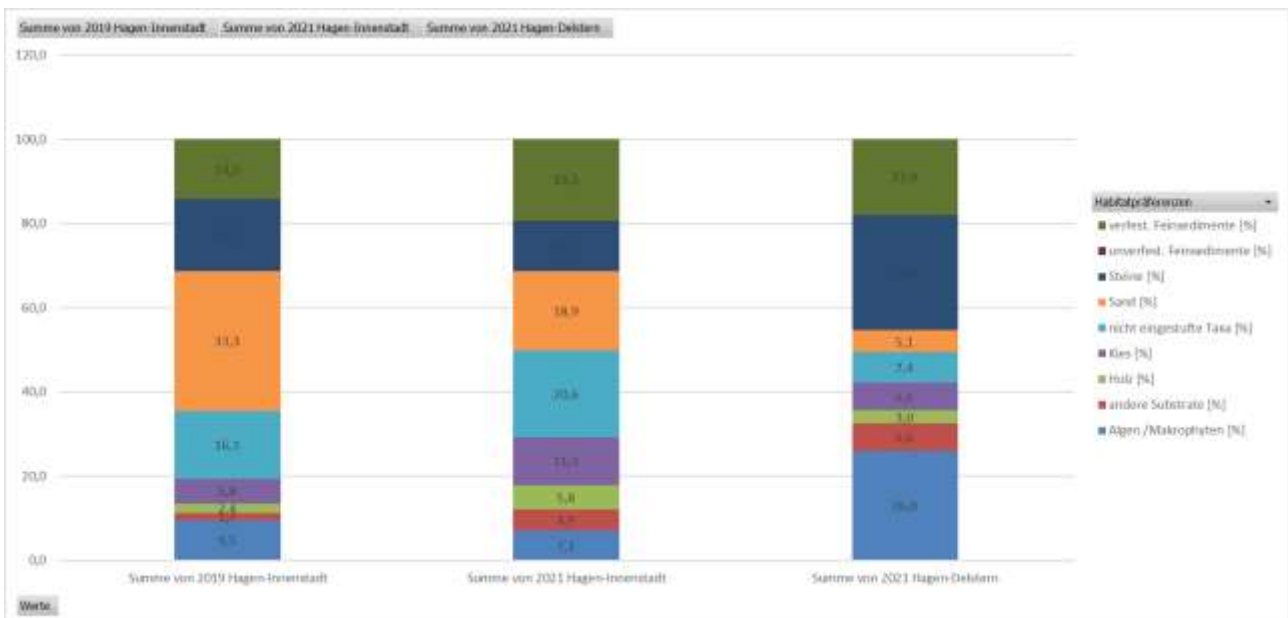


Abb. 14: Volume, Detailauswertung der Ergebnisse nach Habitatpräferenzen der Organismengruppen.

Die Ernährungstypen-Analyse (Abbildung 15) zeigt für die Messstelle Hagen-Delstern einen Anteil der Weidegänger von 27,6 %. An der Messstelle unterhalb, Hagen Innenstadt, sinkt der Anteil der Weidegänger auf 5,5 %, parallel dazu steigt der Anteil der Sedimentfresser auf 54 % gegenüber 39,4 % an der oberhalb gelegenen Messstelle. Auch hier steigt der Anteil der nicht eingestuften Taxa von 1,1 % oberhalb zu 11,9 % unterhalb. Der Vergleich der Messstelle Innenstadt von 2021 zu 2019 zeigt ein ähnliches Bild.

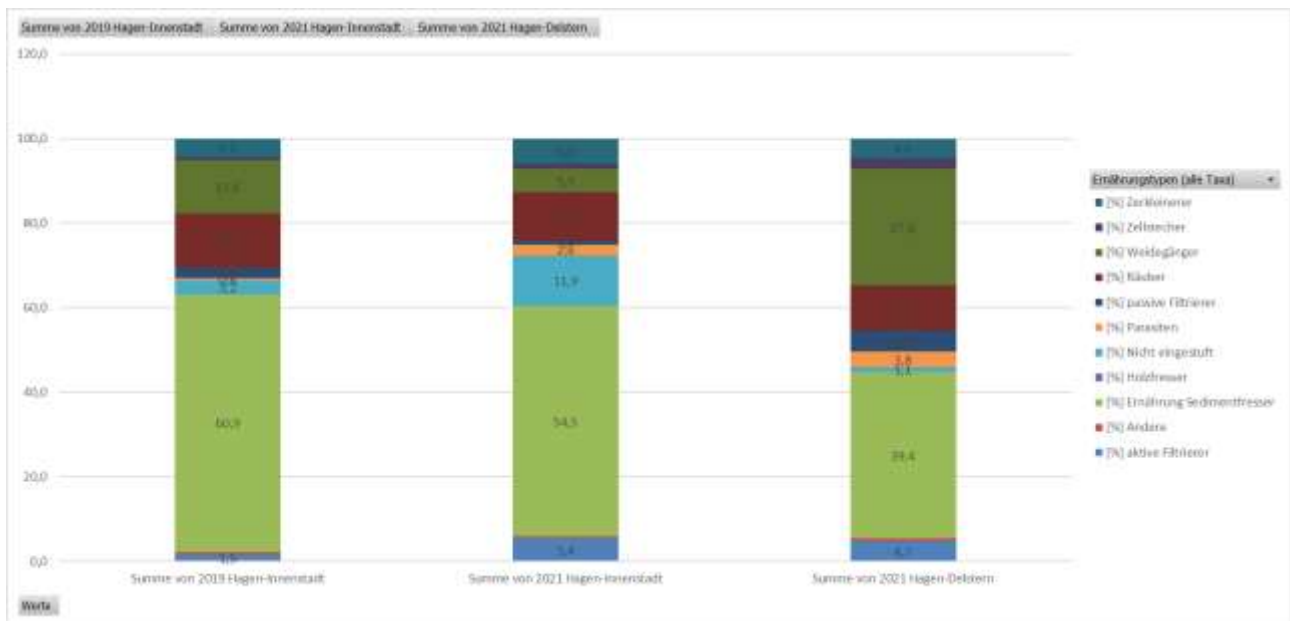


Abb. 15: Volme, Detailauswertung der Ergebnisse nach Ernährungstypen der Organismengruppen.

Am 15.7.2021, dem Tag nach der Hochwasserkatastrophe, zeigte sich ein Heizölteppich auf dem Baldeneysee (Ruhr). Im Volme-Einzugsgebiet blieb die befürchtete Ölpest aus, obwohl hier viele Heizöl-Tankanlagen leck geschlagen waren. Es kam zu keiner erheblichen und akut gefährlichen Schadstofffreisetzung und -einträgen. Ein befürchteter Totalausfall von Lebensgemeinschaften konnte für das Makrozoobenthos nach den Untersuchungsergebnissen der Probenahmen vom 01.10.2021 ausgeschlossen werden. Es zeigen sich jedoch geringere Individuendichten einiger Taxa, was mit dem Probenahmezeitpunkt im Oktober zusammenhängen kann. Das LANUV Nordrhein-Westfalen traf im April 2022 beim WRRL-Symposium die Einschätzung, dass nach bisherigen Erkenntnissen das Hochwasserereignis in der aquatischen Umwelt der betroffenen Region keinen dauerhaften Schaden hinterlassen habe. Jedoch ist im April 2022 eine weitere Beprobung von biologischen Qualitätskomponenten vorgenommen worden. Die Auswertung und Bewertung dieser Proben werden erst im Winterhalbjahr 2022/23 erfolgen.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Für den Bereich der Gewässermorphologie kann eine ökologische Aufwertung der stark veränderten Gewässerabschnitte im Hagener Stadtgebiet durch neu geschaffene Gewässerstrukturen festgestellt werden. Diese sind teilweise nur temporär, da durch die Hochwasserfolgenbeseitigung diese wieder beseitigt wurden. Dennoch hat sich ein großer Anteil der neu geschaffenen Fließgewässerstrukturen durch die gemeinsame Bewirtschaftung von Oberer Wasserbehörde bei der Bezirksregierung Arnsberg und Unterer Wasserbehörde Hagen erhalten können. Der Wirtschaftsbetrieb Hagen hat hier die Vorgaben zur Belassung von besonderen Sohl- und Uferstrukturen, dort wo es keine Schutzgüter beeinträchtigt, erfolgreich umgesetzt und ihm sei dafür gedankt.

Die erfolgreiche Wiederbesiedlung der Volme durch sowohl qualitativ wie quantitativ gute Quellpopulationen im oberen Einzugsgebiet sowie den Nebengewässern kann postuliert werden.

Danksagung

Der Verfasser dankt Herrn Benedikt Jötten und Frau Dr. Julia Foerster vom LANUV NRW für die Bereitstellung der biologischen Gewässerdaten (Sonderuntersuchungen LANUV 2022b). Diese Untersuchung entstand im Rahmen der Kartierung von Schadensfällen an Gewässern im Hagener Stadtgebiet durch den Verfasser.

Literatur

- LANUV (2022a): GÜS – Gewässerüberwachungssystem, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, landesintern, Abfragen vom 16.08.2022
- LANUV (2022b): Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, Sonderuntersuchungen zum Hochwasser vom Juli 2021, Teil Volme, landesintern, unveröff.
- LAWA (2004): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Teil II Endbericht. Bearbeitung: umweltbüro essen
- LUA (1999): Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, (Hrsg.) Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen, (LUA-Merkblatt 17), 86 S., Bearbeitung: Universität Essen, Abteilung Hydrobiologie, Essen.
- MUNV (2022): Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Fachinformationssystem ELWAS (elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW) mit dem Auswertewerkzeug ELWAS-WEB. Düsseldorf, <https://www.elwasweb.nrw.de>, Abfragen vom 16.08.2022
- MUNLV (2009): Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, (Hrsg.): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, Teil A, Grundlagen, Probenahme, messstellen- und parameterbezogene Bewertung; Düsseldorf.

Emerging residential sealing in African cities: Evolution and drivers in the Greater Kumasi Metropolitan Area, Ghana

Kirk B. Enu¹, Aude Zingraff-Hamed^{1,4}, Bob O. Manteaw², Divine O. Appiah³ & Stephan Pauleit¹

¹School of Life Sciences, Chair for Strategic Landscape Planning and Management, Technical University of Munich, Emil-Ramann-Str. 6, 85354, Freising, Germany, ²Center for Climate Change and Sustainability Studies, College of Basic and Applied Sciences, University of Ghana, P.O Box 222, Accra-Ghana, ³Department of Geography and Rural Development, Kwame Nkrumah University of Science and Technology, PMB, Kumasi-Ghana, ⁴UMR CItés, TERritoires, Environnement et Sociétés, L'UMR 7324 CITERES, University of Tours, 37200 Tours, France

Keywords: greens depletion, residential design, urbanization, runoff, climate resilience

Introduction

African cities are experiencing severe environmental degradation due to rapid urbanization and changing lifestyles (Abass et al., 2020). Urbanization has generally been equated to development because of the many opportunities it presents by way of jobs and higher incomes, access to infrastructures and social amenities, among others. However, how urbanization is unfolding in Africa, including rapid increase in built surfaces, threatens the region's biodiversity and residents' climate resilience.

Surface sealing is a significant driver of run-off and related increase in flood risk. Moreover, rapid increase of built and paved surfaces comes at the expense of green spaces in African cities and the consequent loss of biodiversity and ecosystem services. Such environmental degradation exists at the state or city level or private property or household scale. Usually, agricultural landscapes, remnant vegetation landscapes, and ornamental gardens may exist at the household level (Müller et al., 2013). However, living in high built-walled homes (Ehwi et al., 2021) with the landscapes in the compound completely sealed is a growing practice. These built walls are structures made from bricks, mortar, concrete or other materials erected to enclose residences rather than nature-based barriers such as hedges or wood fences (Løvschal et al., 2021). Sealed floors are also conceived as the landscapes within residential enclaves built with concrete, mortar, terrazzo, tiles or other materials that significantly alter the natural form and make the ground impermeable. Such trends in the built environment contrast entirely with the recent past, where homeowners used hedges and other environmentally-friendly enclosures and lawns on their compounds. Despite providing security necessities and being "modern", these practices reduce the extent of nature in urban areas and increase residents' vulnerability to floods, extreme heat and other climate-related stresses.

Therefore, the transition from green to grey residential landscapes presents opportunities to interrogate the changing mindsets relative to the changing natural land cover attributes. A detailed assessment of land use at the household level is justifiable since earlier studies focused on the city or regional level (e.g., Abass et al., 2020; Amoateng et al., 2018; Essel, 2017). Thus, we situate this discourse on residential buildings and probe for answers to the following questions: 1) how have

residential landscapes in Africa evolved over the years; 2) what factors are driving the new urban building practices?

Material and Methods

An extensive literature review was combined with a survey to investigate the evolution of residential characteristics and identify perceived drivers of residential landscape change.

Case study site

The Greater Kumasi Metropolitan Area (GKMA) in the Ashanti Region of Ghana was chosen as the study area since it is one of the fastest urbanizing areas in Africa. Formerly, the city covered a total land area of 254 km², however, it has undergone rapid growth beyond its boundaries over the last two decades and given rise to the Greater Kumasi Metropolitan Area. GKMA has a total land area of 2,746 km² (Oduro et al., 2014).

Literature review

Keywords such as “residential landscapes”, “residential buildings”, and “gated communities” were used to identify peer-reviewed papers on Web of Science and ScienceDirect. A qualitative content analysis was performed on 24 identified papers to analyze the evolution of residential landscapes since recent history in Africa.

Survey

First, residents’ opinions on contemporary building practices were collected using a survey questionnaire. The questionnaire was semi-structured, with 13 questions besides demographic information (age, gender, education, city, number of years in city and house ownership). Most questions were requesting a vote on a Likert scale, while two questions used multiple-choice options and a free text answer, and one question was open-ended. The questionnaire was in English and built using the Survey Legend platform. Respondents for the survey were recruited by disseminating a link to the questionnaire on social media platforms, including WhatsApp and Telegram, and inviting residents in the study area, GKMA, to participate. One hundred forty-three submissions were completed from 30th March to 31st May 2022.

Second, in order to collect the opinion of local decision-makers on the drivers of contemporary residential building practices, online face-to-face interviews were conducted with eight stakeholders in GKMA between 5th May and 30th September 2022. The interview contained the same pool of themes as the online survey. The stakeholders were selected using a purposive peer referral sampling approach based on their knowledge and involvement in urban planning and the built environment both in the public and private sectors. They included estate developers ($n=2$), an architect ($n=1$), urban planners ($n=2$), researchers ($n=2$) and a landscaper ($n=1$). The interviews were recorded for analysis.

Analysis of the survey data

The online survey responses were extracted in Excel and analyzed using descriptive statistics with R v.4.2.2. The audio files of the in-depth interviews were transcribed with the help of Descript v.50. The transcripts were analyzed using qualitative content thematic analysis methods. The qualitative results of the surveys and of the interviews were compared.

Results

Evolution of residential landscapes and private green spaces in Africa

Literature on landscape planning and design in Africa is generally scant and even scantier for residential areas. Nonetheless, the available literature shows overwhelmingly that the practice has always been influenced by foreign practices and struggles for recognition and patronage.

Before the 1800s: Agricultural residential landscapes

Before the 18th Century, traditional residential building in Africa were made from clay and had thatched roofs. Most people at the time were engaged in primary production, especially farming. As such, many lived not too far from their farms, such as in East Africa (Schmidt, 1997) and South Africa (Ballard & Jones, 2011). It wasn't unusual, therefore, to find agricultural landscapes in the near vicinities of their homes. Such agricultural landscapes could be crop farms or ranches. Like in the *Fulbe* built forms in Nigeria, the homestead was divided into two areas. The eastern side was often the residential area, while the western side was a cattle enclosure. A rope running down the middle separated both areas where calves were tied at night (Ayuba et al., 2019). Near the homes also, there was often a tree or a few that provided shade with their wide branches and abundant foliage (Fig. 2). Such spaces could be used as a resting place after a long day's work, a meeting point, for games, debating grounds or for *durbars* (Dmochowski, 1990). Some homes also had a proportion of bushland, which mostly contained shrines or sacred groves within the residential enclave (Oduwaye, 1998).



Figure 2. Evolution of residential landscapes in Africa

Colonial time: Boom of exotic designs (1800s-1950s)

Europeans that arrived in Africa in the 15th Century included the Portuguese, Danish, French, and English, initially for missionary work and later trade and colonialism. This acculturated local building styles, including in residential landscapes (Ayuba et al., 2019). European buildings used mostly rocks as building materials and had many rooms with opulent furnishings. The many castles and forts in several African countries and the Victorian-styled buildings, which became a trend in the 19th and 20th Centuries, evidence this. The landscapes around such buildings were meticulously planned with ornamental gardens and green spaces. More devotion was given to private and residential ornamental garden landscapes than public spaces. In the case of extensive gardens, exotic fruits and vegetables were cultivated (Ayuba et al., 2019). Many of such garden landscapes were built by the Dutch, Danes, Norway, Swedes and English after the European Renaissance style. They were used for ornamental and recreational purposes in many parts of Africa (Oduwaye, 1998). Others borrowed from Cotswold, Tudor and Tuscan, like in South Africa (Ballard & Jones, 2011).

Post-colonial period: Green landscaping era (1950s-early 1980s)

Buildings from this era had tropical-style elements and were heavily cement-built. Most African governments took a leading role in housing provision, and buildings constructed at the time were well-planned with lawns, ornamental plants and trees reflecting European styles as finance was not a major challenge (Oduwaye, 1998). Carefully designed landscapes were similarly adopted in self-help buildings (Wilson, 1975). The more stylish properties also had a summer pergola, garden lights and sculpture pieces (Sekyi, 1975). In terms of the kind of ornaments used, there was a shift from exotic to local species (Ballard & Jones, 2011). From the 1960s onwards, ornamental garden landscapes in residential areas began to diminish, especially among the middle class, as self-help developments increased due to the state’s inability to meet housing demand (Bangdome-Dery et al., 2014). Also, the policy did not promote residential landscaping or maintenance of the same and appreciation for the practice declined (Ayuba et al., 2019). Developers who designed landscapes with fastidious care did so to attract wealthy clientele.

Contemporary times: Built walls and sealed floors (late 1980s to date)

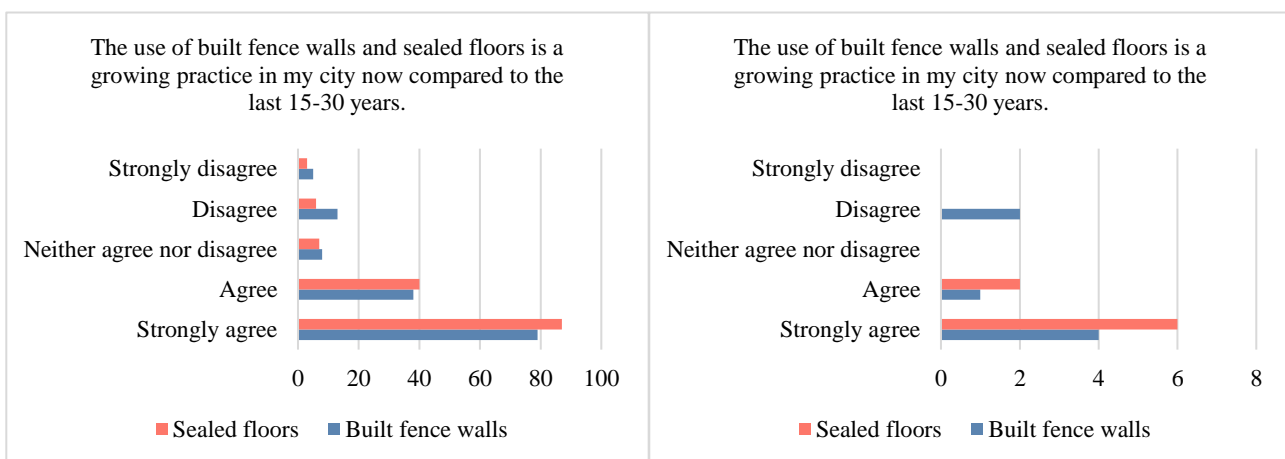


Figure 3. Perceptions on the practice of built fence walls and sealed floors (a) Citizens’ (b) Stakeholders’

In this period, the worldwide spread of gated communities had gotten to Africa. Modernization had led to devising from the old compound house style or extended family accommodations to more private or single-family units (Ehwi et al., 2021). Government policy also moved away from leading housing provision to creating the enabling environment and framework for the private sector (Sarpong, 2017). Thus, several private investors stepped in to build estate houses, primarily as gated communities, which were then sold or leased. Self-help buildings also proliferated. Although some gated communities and homes with restricted public access have natural barriers, built walls are increasing, and sealed floors are emerging.

Drivers of built fence walls and sealed floors

The majority of citizens “strongly agreed” (55%) or “agreed” (26%) that the practice of built fence walls has been increasing over the past 15-30 years (Fig. 3). Similarly, most stakeholders “strongly agreed” (50%) or “agreed” (25%) that the practice is increasing. More stakeholders (25%) than citizens (9%) “disagreed” that the practice of built fence walls is increasing, however. For sealed floors, most citizens “strongly agreed” (61%) or “agreed” (28%) that the practice was increasing.

Among stakeholders, 75% “strongly agreed” to its increase, while 25% “agreed”. Providing elaboration, stakeholders explained that building fences are not new in Ghanaian building practice,

but the increasing preference for built fence walls made with cement, concrete and other grey materials is instead a new practice.

“When you look at it in terms of housing philosophy, it is not a new practice. It’s not a new phenomenon; it has always been there. But when you are looking at increase in terms of population growth and the materials used, then there might be an argument there” (Researcher, 58).

For sealed floors, stakeholders revealed that the practice is entirely new and is become the trend.

“It is the norm now. Everybody wants to get nice pavement in their homes. If there is a house that doesn’t have that, it is still deemed as not completed” (Estate Developer, 39).

Concerning the drivers of built fence walls, citizens cited predominantly security (87%) and privacy concerns (43%) (Fig. 4). Among stakeholders, it was similarly security concerns (100%) and high cost of maintenance of lawns (50%). Other drivers of built fence walls identified were property boundary concerns (37.5%) and the use of built walls as a symbol of wealth or social status (37.5%).

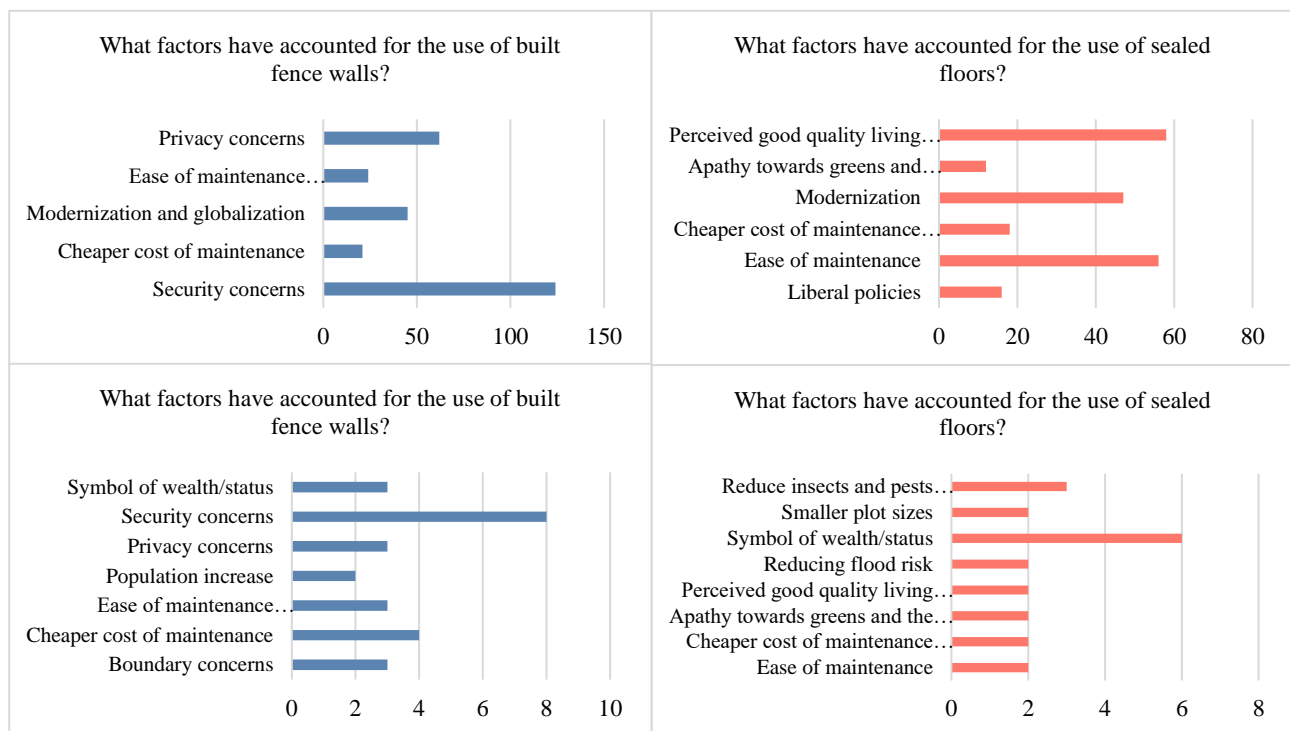


Figure 4. Perceptions on the drivers of built fence walls and sealed floors (a) Citizens’ perceptions of drivers of built walls (b) Citizens’ perceptions of drivers of sealed floors (c) Stakeholders’ perceptions of drivers of built walls (d) Stakeholders’ perceptions on drivers of sealed floors

Regarding the drivers of sealed floors, perceived good quality of living (41%), ease of maintenance (39%), and modernization (33%) were the main drivers highlighted by citizens. Among stakeholders, sealed floors are seen as a symbol of wealth (75%). Other drivers identified were the fact that plots are smaller in size lately (25%) which means that after building, little space is left, which often is used to make car parking space. Another driver mentioned was reducing flood risk (25%) which as some stakeholders explained is increasing due to increased runoff volumes and building in wetlands (Fig. 5).

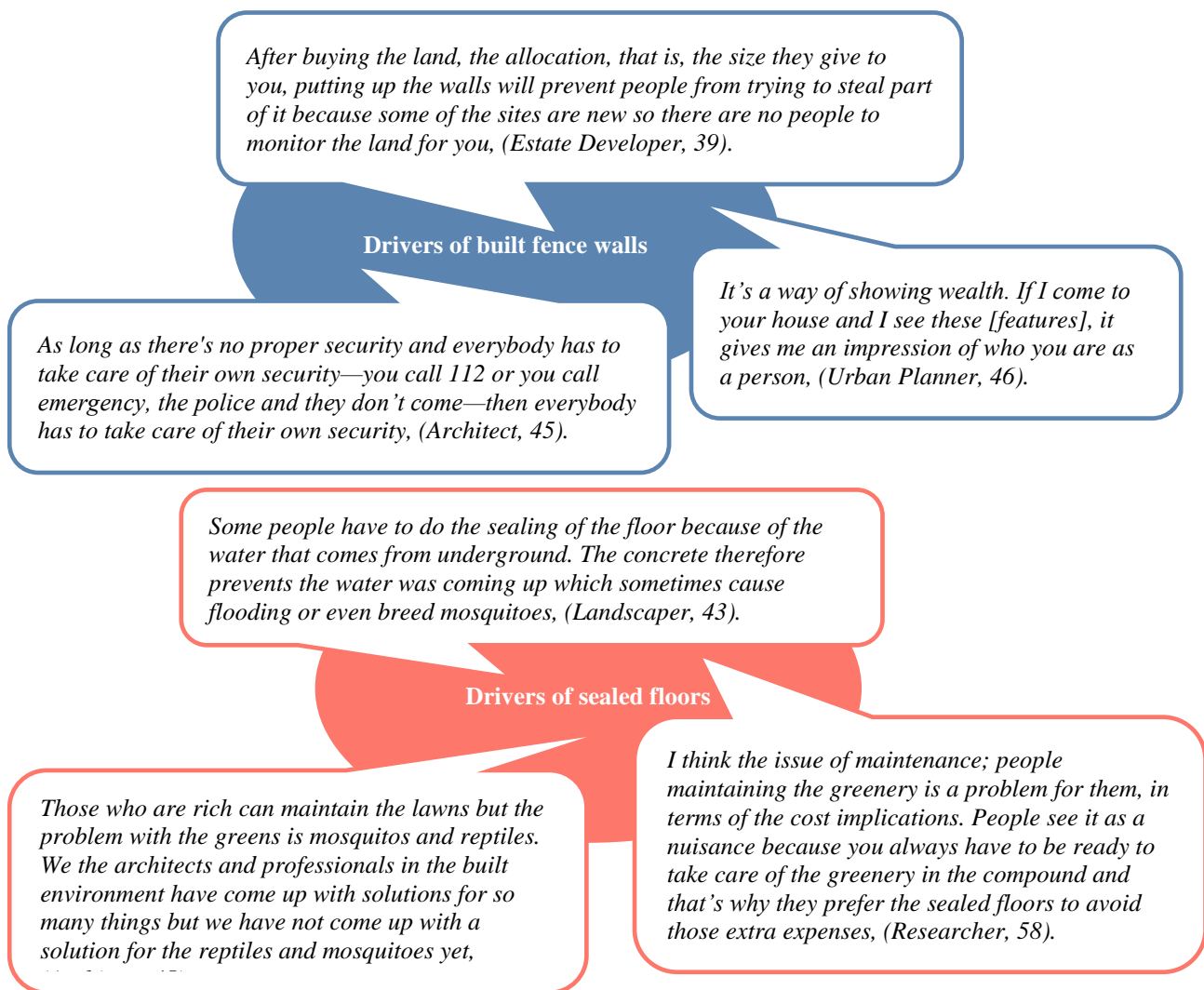


Figure 5. Selected stakeholders' quotations on the new urban building culture (a) Quotations on the drivers of built fence walls (b) Quotations on the drivers of sealed floors

Discussion

Evolution of residential landscapes in Africa

This present study has shown how residential landscapes have evolved in Africa and how in recent times, the practice of built fence walls and sealed floors are increasing. Residential fencing may not be a new building practice; however, the use of built fence walls and the practice of sealed floors are. These practices underscore a growing preference for and use of grey infrastructure within residential enclaves. In Ghana alone, between 35,000-40,000 housing units are constructed each using averages from the period 2010-2021, a 72.8% increase since the last decade (GCB Bank, 2022). While green infrastructures like lawns can improve stormwater infiltration by up to 87% (Deletic & Fletcher, 2006), green infrastructures like hedges can also improve thermal comfort significantly (Mosca et al., 2021; Pauleit et al., 2017). It is worrying, therefore, that current styles of urbanization focus on architectural and engineering solutions that increase surface run-off and related flood risk (Asiedu, 2020). This leaves a bleak future in terms of exposure to climate-related risks such as floods, doubling the need for urgent action.

Interestingly, while green infrastructure is preferred in rich neighborhood in the Global North, it was asserted that the uptake of built fence walls and sealing of residential landscape are equally common

among the rich and middle class and it was not influenced by levels of education in GKMA. A stakeholder emphasized this, arguing that anyone who had funds to build, including erecting built walls and sealing floors, most likely is in the position to adopt more sustainable building practices but has chosen against this:

“If you have money to buy cement and put it on the floor, you don’t have a problem with housing. Because that thing that you’re putting on the floor [concrete] can build a house. Anybody who has the money to build a fence wall has a place to stay. If you don’t have money, you wouldn’t put [up] a fence wall. If you have money to fence 30x30m, that is a whole house. The problem is not coming from the poor; it is coming from the rich” (Architect, 45).

The use of built walls and sealed floors likely accentuate the lack of environmental awareness, even though they also attempt to address legitimate challenges like insecurity. This is supported by the literature that asserts that understanding socio-ecological systems significantly impacts pro-environmental behaviours (Vasconcelos & Calheiros, 2022). Among the professional trained who likely understand human-nature interactions, the adoption of built walls and sealed floors may be due partly to little appreciation for greens, with using these practices as wealth and status symbols being significant drivers. Stakeholders also revealed the social injustices that result from these practices.

“I have said that sometimes it is easy to blame the poor man who is accommodating himself in a low-lying area but forgetting that the rich man at the high level is also contributing to flooding by sealing all those areas” (Researcher, 58).

The wealthy and middle class often have means to protect themselves in walled homes and seal their floors. This touches on fairness, equity and social justice since poor people who inhabit floodplains in squatter settlements are usually the first to be affected and most impacted by flood events.

Drivers of built fence walls and sealed floors

These new urban building practices may also be proliferating due to planning and building policies. For example, the current building regulations of Ghana promote the construction of fence walls.

“The building code actually encourages fence walls because if you’re taking your building plan for permits and you don’t have your fence wall design and septic tank details, they will not give you the permit. So they are assuming that every building should have a fence wall, and it is considered to be as important as the foundation of the building. If you don’t have the fence, then it means your forms are incomplete” (Architect, 45).

Many supporting policies have fostered growth in the housing industry in Africa since the late 1980s and early 1990s. Case studies exist in Luanda, Maputo, Windhoek (Morange et al., 2012), Accra and Cairo (Sarpong, 2017). Such policies enabled the private sector’s role in real estate development to thrive, giving rise to new forms of building, including built walled homes with sealed floors.

Security and privacy concerns were the most cited drivers for built walls in Africa, including Johannesburg and Cape Town (Ajibade, 2018), Nairobi (Muiga & Wambugu Rukwaro, 2017), Accra (Bandauko et al., 2021) and Maroua (Wanie, 2018). It is noted that insecurity by way of burglary, robberies, crime and even terrorism (Wanie, 2018) is often rife in urban areas. Regarding the use of built fence walls for addressing privacy concerns, this can be explained by the shift from extended family households, as was the norm in most African cultures, to nuclear family households (Ehwi et al., 2021). While such a change may have its benefits, it may have repercussions for fostering a sense of community and promoting inclusion. The high cost of maintenance of hedges and greenery were

also highlighted to be a significant driver of built fence walls. For most people, that is an extra cost they are often unwilling or incapable to spend when the alternative of built fence walls is available. These show synergies between the drivers of built walls, sealed floors, and gated communities.

Drivers like property boundary concerns and use as wealth and social status symbols were also identified. Land litigation issues remain a pressing challenge in the real estate sector. The sale of the same land to multiple people, land grabbing, and encroachment, among others, have been established in literature (Ibrahim et al., 2022). Thus, most homeowners are building fence walls to protect their lands. For some, the built fence wall is the first thing of necessity, even before the building itself is constructed, to secure the land from encroachers. Customary institutions, state institutions like the Lands Commission and real estate developers are often complicit in such litigation issues. These different stakeholders will need to be engaged in a systems way to address the same as part of adapting the built environment to the changing climate without compromising on necessities like security.

The study results showed that most citizens perceive sealed compounds to promote good living environments. This is mainly because there is often little dust in such compounds, a factor identified in the literature on gated communities and walled homes (Salah & Ayad, 2018). Regarding the use of built fence walls as a symbol of wealth to show one's social status, it could be plausible for a city like GKMA that maintains its culture of revering the accomplished—often judged by wealth and position—despite becoming very cosmopolitan. Moreover, smaller plot sizes were identified as a cause of sealed floors. As explained, plots have been reduced by 10-30% due to the high demand for land for residential and commercial development. Thus, little space often remains after building, which is mostly sealed for car parking. Another driver was the use of sealed floors for reducing flood risk. This predominantly occurs in buildings cited in water-prone areas where the land gets swampy. This demonstrates how entrenched environmental degradation in GKMA is, with authors like Abass et al., (2020) raising concerns over wetlands degradation and worsening flood risk in the city.

Summary/Conclusions

Residential landscapes in Africa have evolved from agricultural landscapes in the pre-1800s to exotic ornamental gardens due to colonial influences between the 1800s and 1950s, to garden landscapes with indigenous species and lawns in the 1950s onwards in post-colonial Africa. Since the late 1980s, a practice of built walled homes, often with the landscapes completely sealed and rendered impermeable, has emerged and has become the norm.

From our interrogation of citizen and stakeholder perceptions on the practice of built walls and sealed floors, we conclude that these practices are adopted by the rich and middle class as well as professionally trained and lay people. Using built walls instead of hedges, citizen intend to address their legitimate concerns for security and privacy. Sealed floors are also meant to prevent reptile infestation and flood risk. Nonetheless, these new building practices complicate the already precarious vulnerability of African countries to climate-related hazards like floods and extreme heat and may lead to other issues like reduction of groundwater recharge. We argue that the transition from green to grey residential landscapes evidences a disconnect between people's inner mindsets and their outer landscapes, which is a result of either little knowledge of human-nature interactions, little appreciation for greenery or simply a reflection of human tendencies to dominate nature.

To promote greener building practices, there will be the need to adopt an integrative approach that brings multiple stakeholders together and considers security, urban planning, and disaster risk reduction, among others. Essentially, the question of how residential developments can be made more climate-resilient without compromising on critical issues like security needs to be answered.

Based on these conclusions, we recommend firstly that environmental education be taken beyond environmental study programmes and prioritized for all citizens, whether experts (e.g., architects) or lay people, by all stakeholders in the built environment. Secondly, the landscape planning sector ought to be supported to grow, including practitioners forming associations to advance their interests, governments providing better working conditions and educational institutions introducing courses to improve competencies in the practice. Thirdly, building codes and housing regulations across African countries should be redefined to promote the construction of more climate-proof residences. This may include legislation prohibiting completely sealing landscapes in residential enclaves and promoting greens. Lastly, urban planning in Africa should be made more collaborative with science-based decision-making processes that consider climate and demographic scenarios.

Following this research, quantitative studies using modelling or experimental setups to quantify the extent of runoff and land surface temperatures increase relative to the increase in built walls and sealed floors within residential enclaves are needed. Qualitative studies are also needed to deepen understanding of the sociocultural factors underlying the urban shift from green to grey residential landscapes and the factors that can reverse this. Also, studying how the erection of built fence walls may be putting up social barriers and breeding individualism and division in communities is needed.

Acknowledgements

The authors thank all respondents and reviewers for their time. This study was carried out as part of a doctoral project funded by the Andrea von Braun Stiftung. AZH and KBE have also received funding from the EU Horizon 2020-funded project, PHUSICOS, under grant agreement No. 776681.

Literature

- Abass, K., Buor, D., Afriyie, K., Dumedah, G., Segbefi, A. Y., Guodaar, L., Garsonu, E. K., Adu-Gyamfi, S., Forkuor, D., & Ofosu, A. (2020). Urban sprawl and green space depletion: Implications for flood incidence in Kumasi, Ghana. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, *51*, 101915–101915.
- Ajibade, A. (2018). *Investigating the experiences of workers in Exclusionary Communities: A case study of Waterfall Estate*.
- Amoateng, P., Finlayson, C. M., Howard, J., & Wilson, B. (2018). Dwindling rivers and floodplains in Kumasi, Ghana: A socio-spatial analysis of the extent and trend. *Applied Geography*, *90*, 82–95.
- Asiedu, J. B. (2020). Reviewing The Argument On Floods In Urban Areas: A Look At The Causes. *Theoretical and Empirical Researches in Urban Management*, *15*(1), 24–41.
- Ayuba, P., Kolo, S., Ayuba, E. E., & Shuaibu, S. (2019). *Cultural landscape design in Nigeria during the pre-colonial, colonial and twenty-first century*.
- Ballard, R., & Jones, G. A. (2011). Natural neighbors: Indigenous landscapes and eco-estates in Durban, South Africa. *Annals of the Association of American Geographers*, *101*(1), 131–148.
- Bandaiko, E., Arku, G., & Nyantakyi-Frimpong, H. (2021). A systematic review of gated communities and the challenge of urban transformation in African cities. *Journal of Housing and the Built Environment*, 1–30.
- Bangdome-Dery, A., Eghan, G. E., & Afram, S. O. (2014). Overview of self-help (self-build) housing provision in Ghana: Policies and challenges. *Methodology*, *4*(6), 23–34.
- Deletic, A., & Fletcher, T. D. (2006). Performance of grass filters used for stormwater treatment—A field and modelling study. *Journal of Hydrology*, *317*(3–4), 261–275.
- Dmochowski, Z. R. (1990). *An Introduction to Nigerian Traditional Architecture: South-West and Central Nigeria* (Vol. 2). Ethnographica.
- Ehwi, R. J., Morrison, N., & Tyler, P. (2021). Gated communities and land administration challenges in Ghana: Reappraising the reasons why people move into gated communities. *Housing Studies*, *36*(3), 307–335.
- Essel, B. (2017). Depletion of urban green space and its adverse effect: A case of Kumasi, the former garden city of West-Africa. *Journal of Environment and Ecology*, *8*(2), 1–10.

- GCB Bank. (2022). Construction Sector Focus on Real Estate Developments. Ghana Commercial Bank Strategy and Research Department. <https://www.gcbbank.com.gh/research-reports/sector-industry-reports/122-construction-sector-focus-on-real-estate-development-2022/file>
- Ibrahim, A.-S., Abubakari, M., Akanbang, B. A., & Kepe, T. (2022). Resolving land conflicts through Alternative Dispute Resolution: Exploring the motivations and challenges in Ghana. *Land Use Policy*, 120, 106272.
- Løvschal, M., Arnoldussen, S., & Johnston, R. (2021). Europe's Early Land Allotment: Questions of Time, Scale and Stewardship. In *Europe's Early Fieldsapes* (pp. 1–12). Springer.
- Mosca, F., Dotti Sani, G. M., Giachetta, A., & Perini, K. (2021). Nature-Based Solutions: Thermal Comfort Improvement and Psychological Wellbeing, a Case Study in Genoa, Italy. *Sustainability*, 13(21), 11638.
- Muiga, J., & Wambugu Rukwaro, R. (2017). Drivers of gated community developments in urban areas: The case of Nairobi, Kenya. *International Journal of Architecture and Urban Development*, 7(4), 5–18.
- Müller, N., Ignatieva, M., Nilon, C. H., Werner, P., & Zipperer, W. C. (2013). Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 123–174). Springer, Dordrecht.
- Oduro, C. Y., Ocloo, K., & Peprah, C. (2014). *Analyzing growth patterns of Greater Kumasi metropolitan area using GIS and multiple regression techniques*.
- Oduwaye, A. (1998). Urban landscape planning experience in Nigeria. *Landscape and Urban Planning*, 43(1–3), 133–142.
- Pauleit, S., Hansen, R., Rall, E. L., Zölch, T., Andersson, E., Luz, A. C., Szaraz, L., Tosics, I., & Vierikko, K. (2017). Urban landscapes and green infrastructure. In *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science* (Oxford Research Encyclopedias, p. 53). Oxford University Press. <http://dx.doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.23>
- Salah, N. M., & Ayad, H. M. (2018). Why people choose gated communities: A case study of Alexandria metropolitan area. *Alexandria Engineering Journal*, 57(4), 2743–2753.
- Sarpong, S. (2017). Building bridges or gates? Gated communities' escape from reality. *International Journal of Social Economics*.
- Schmidt, P. R. (1997). Archaeological views on a history of landscape change in East Africa. *The Journal of African History*, 38(3), 393–421.
- Sekyi, P. (1975). *The development of individual home gardens in Ghana*. 123–126.
- Vasconcelos, C., & Calheiros, C. S. (2022). *Enhancing Environmental Education Through Nature-Based Solutions*.
- Wanie, C. M. (2018). Antecedents of gated enclaves in urban centres in Northern Cameroon. *American Journal of Humanities and Social Sciences Research (AJHSSR)*, 2(8), 79–91.
- Wilson, B. (1975). *Landscaping of Housing Estates in Ghana with Special Reference to the State Housing Corporation*. 121–122.

Diagnose und Management multipler Belastungen von Fließgewässern mit Bayesischen Modellen

Christian K. Feld¹, Marcin Penk², Michael Bruen³, Mary Kelly-Quinn³, Katharina Rettig¹ & Daniel Hering¹

¹ Aquatische Ökologie, Universität Duisburg-Essen, 45117 Essen, christian.feld@uni-due.de, katharina.rettig@uni-due.de, daniel.hering@uni-due.de, ² School of Natural Sciences, Trinity College Dublin, The University of Dublin, penkm@tcd.ie, ³ School of Biology and Environmental Science, University College Dublin, michael.bruen@ucd.ie, mary.kelly-quinn@ucd.ie

Keywords: Fließgewässer, Diagnose, Belastungen, Prognose, Ökosystemleistungen, Makrozoobenthos

Einleitung

Viele Fließgewässer sind durch multiple Belastungen beeinträchtigt, die sich negativ auf deren ökologischen Zustand, ökologisch-funktionale Integrität, Biodiversität und Ökosystemleistungen auswirken. Die Belastungen betreffen sowohl die Wasserqualität im Gewässer als auch die Strukturen im und am Gewässer. Sie sind fast immer das Resultat von zahlreichen menschlichen Land-, Wasser- und Gewässernutzungen, die im Falle landwirtschaftlicher und urbaner Nutzungen ganze Einzugsgebiete betreffen können. Ziel des Flussgebietsmanagements ist es, die vielfältigen Belastungen und deren negative Wirkung auf die Gewässerökologie durch geeignete Maßnahmen zu minimieren. Eine wesentliche Herausforderung besteht dabei in der Identifikation *ursächlicher* Belastungen, also derjenigen Einflussfaktoren, die in einem Gewässerabschnitt (Wasserkörper) für das Verfehlen ökologischer Umweltziele verantwortlich sind. Die Kenntnis der ursächlichen Belastungen sowie deren hierarchische Einordnung sind zentrale Voraussetzungen für die Ableitung zielführender Maßnahmen im Gewässerschutz.

In der Realität ist die Kenntnis der tatsächlich wirksamen Belastungen in einem Wasserkörper aber häufig lückenhaft. Messwerte liegen, wenn überhaupt ermittelt, nicht für alle potenziell wirksamen Belastungsparameter vor und geben zudem in der Regel nur einen zeitlich eng begrenzten Ausschnitt der Belastungssituation wieder. Eine Ableitung von Ursachen über die biologische Bewertung ist nur eingeschränkt möglich, da die Bewertungskriterien nicht belastungsspezifisch reagieren, sondern den Einfluss multipler Belastungen in einen (oder wenige) Zustandsindikator(en) integrieren.

Ein Ausweg aus diesem Dilemma bietet die Gewässerdiagnose. Analog zur klinischen Diagnose zielt auch die Gewässerdiagnose darauf ab, aus einer Vielzahl möglicher Belastungsursachen diejenigen zu identifizieren, die ursächlich für die Beeinträchtigung des ökologischen Zustands eines Wasserkörpers sind. Ausgangspunkt der Gewässerdiagnose sind *diagnostische* biologische Metrics, die die Symptome eines Wasserkörpers repräsentieren und die umfangreich mittels verfügbarer Bewertungssoftware (<https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de>) auf Basis von Taxalisten berechnet werden können. Über empirische Analysen von Monitoringdaten sowie auf Basis von Expert:innenwissen und Literaturangaben lassen sich Belastungen (Ursachen) und Metrics (Wirkungen) in Form von Ursache-Wirkungsbeziehungen miteinander verknüpfen. Mehrere

Beziehungen können dann zu probabilistischen Bayesischen Netzwerken kombiniert werden. Im Ergebnis steht ein Werkzeug, das die *Wahrscheinlichkeit* von Ursachen auf Basis einer Kombination von Symptomen berechnet. Bayesische Netzwerke funktionieren aber auch in die umgekehrte Richtung und ermöglichen dann die *prognostische* Abschätzung der Wahrscheinlichkeit von Metricwerten (Wirkungen) auf Basis einer Kombination von Umweltfaktoren (Ursachen). Nachfolgend werden je ein diagnostisches und prognostisches Werkzeug vorgestellt.

Material und Methoden

Der Datensatz für das Diagnosetool wurde von Feld & Hering (2007) detailliert beschrieben und besteht aus 144 Makrozoobenthos-Taxalisten von sandgeprägten Tieflandflüssen sowie 56 begleitenden Umweltvariablen zu jeder Taxaliste (= Beprobung). Die Verknüpfung von Ursachen und Wirkungen und die Integration von Ursache-Wirkungsbeziehungen in Bayesische Netzwerke wurde detailliert von Feld et al. (2020) beschrieben. Im Ergebnis standen drei diagnostische Werkzeuge zur Ermittlung von Belastungsursachen auf Ebene des Einzugsgebiets (14 Belastungen), des Gewässerabschnitts (11 Belastungen) und der Probenahmestelle (7 Belastungen). Als Symptome dienten insgesamt 14 Makrozoobenthos-Metrics.

Das Prognosetool wurde von Penk et al. (2022) detailliert beschrieben. Es wurde auf Basis von Monitoringdaten (Makrozoobenthos und begleitende Umweltvariablen) von drei irischen Flüssen (Dodder, Moy, Suir) erstellt und während eines Workshops mit Expert:innen diskutiert und revidiert. Ziel des Prognosetools ist es, die Wirkung veränderter Umweltvariablen (Belastungen) auf sechs biologische Antwortvariablen zu prognostizieren, darunter vier mit direktem Bezug zu Ökosystemleistungen. Im Ergebnis standen drei (flussspezifische) Prognosewerkzeuge auf Basis von jeweils neun Umweltvariablen.

Ergebnisse

Das Diagnosewerkzeug ist als Bayesisches Netzwerk beispielhaft für elf abschnittsbezogene Belastungen und sieben Metrics in Abb. 1 dargestellt. Das Netzwerk bildet die mathematisch-statistische Basis für die Umsetzung eines interaktiven Online-Diagnosewerkzeugs (Abb. 2). Für das Online-Werkzeug wurden die Diagnosemetrics mit ihren jeweiligen Metriczuständen (Wertebereichen) auswählbar gemacht. Bereits bei der Auswahl eines Metricwertes in der Eingabeleiste links beginnt die Modellberechnung im Hintergrund. Je mehr Diagnosemetrics ausgewählt werden, desto verlässlicher wird das Modellergebnis. Das Ergebnis wird als Zunahme der Wahrscheinlichkeit ungünstiger Belastungszustände (jeweils pessimale Variablenwerte) in Form des Radardiagramms auf der rechten Seite des Online-Werkzeugs angezeigt (Abb. 2). Zusätzlich zur grafischen Darstellung bietet das Werkzeug eine tabellarische Ausgabe (unter dem Reiter „*Causal hierarchy*“), die eine hierarchische Einordnung der Belastungen erleichtert. Zu beachten ist, dass im Online-Werkzeug nur sieben der insgesamt elf Belastungen im Bayesischen Netzwerk (Abb. 1) dargestellt werden.

Das prognostische Online-Werkzeug ist beispielhaft für den irischen Fluss Dodder in Abb. 3 dargestellt. Im Werkzeug sind die jeweils neun Umweltvariablen in der Eingabeleiste links auswählbar. Anders als im Diagnosetool sind hier bereits Variablenzustände vorausgewählt, die der jeweiligen Situation im Jahr 2020 entsprechen. Im grafischen Ergebnisbereich rechts werden sowohl Zunahmen (blaue Balken) als auch Abnahmen (rote Balken) der Wahrscheinlichkeit für die sechs Antwortvariablen dargestellt.

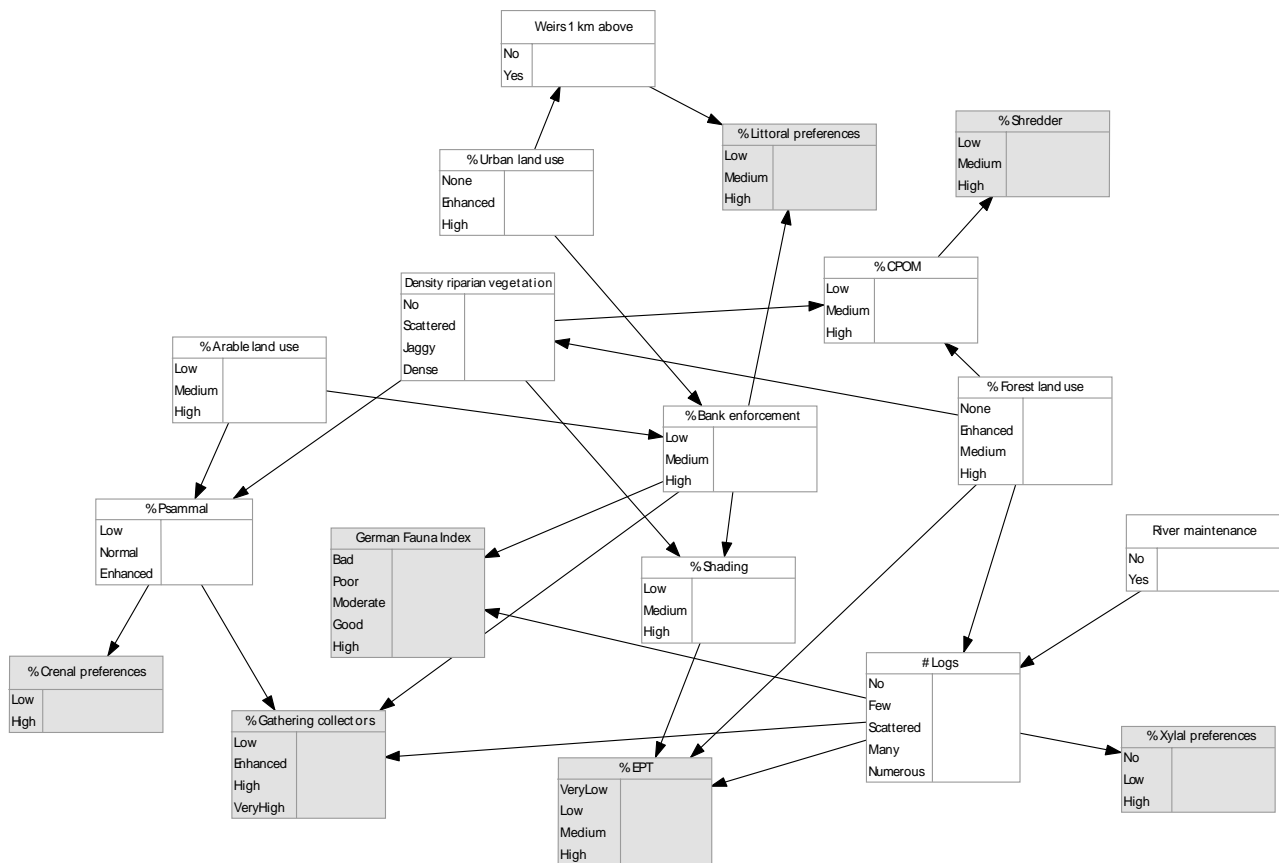


Abb. 1: Diagnostisches Bayesisches Netzwerk mit elf abschnittsbezogenen Belastungsvariablen und sieben Diagnosemetrics.

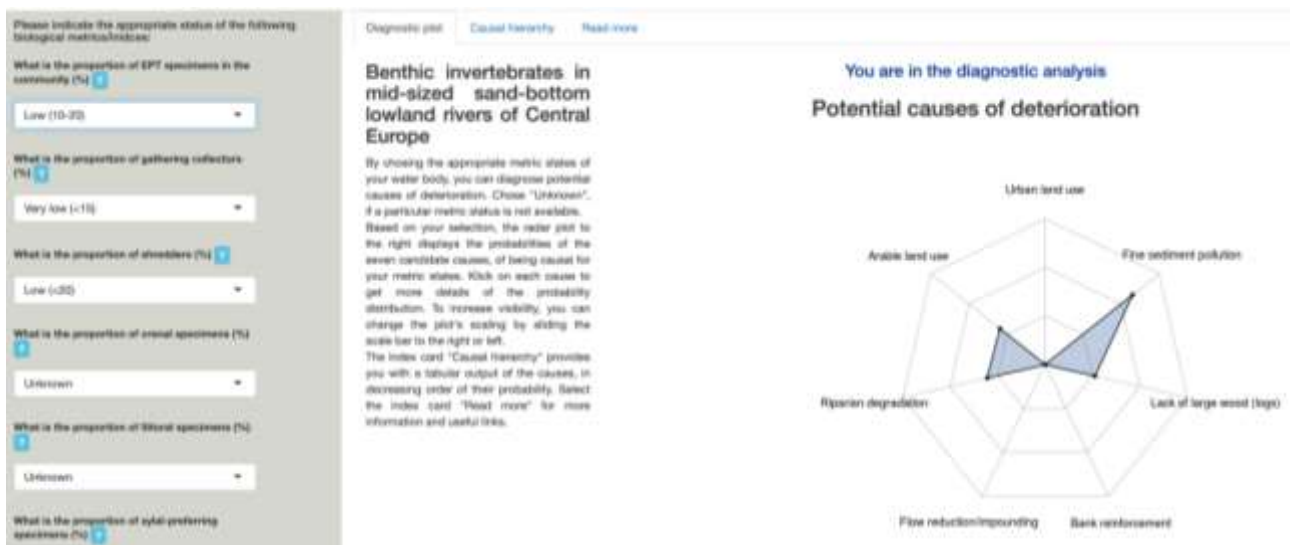


Abb. 2: Screenshot des Online-Werkzeugs zur abschnittsbezogenen Diagnose (https://simplyshiny.shinyapps.io/REACH_model/). Die Diagnose beruht auf einer Auswahl der ersten drei Symptome in der Eingabeleiste links (unterer Rand zu Darstellungszwecken abgeschnitten).

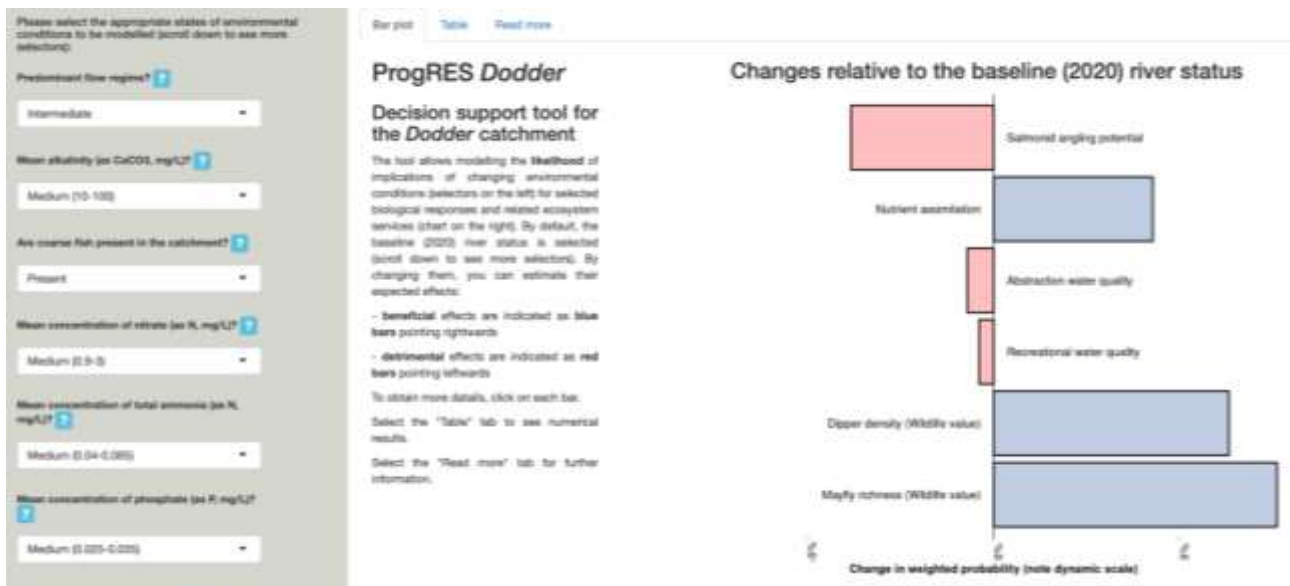


Abb. 3: Screenshot des Online-Werkzeugs zur Prognose von Biodiversität und Ökosystemleistungen im irischen Fluss Dodder (<https://esdecide.shinyapps.io/ProgRES/>). Die Prognose beruht auf Veränderungen der ersten drei Umweltvariablen in der Eingabeleiste links (unterer Rand zu Darstellungszwecken abgeschnitten). Zunahmen der Wahrscheinlichkeit sind in blau, Abnahmen in rot dargestellt.

Die Modellierung von Wahrscheinlichkeiten durch ein Bayesisches Netzwerk erfolgt über Tabellen mit abhängigen Wahrscheinlichkeiten (engl.: *conditional probability tables, CPT*). Jede Variable, die Pfeile empfängt (Kindvariable) besitzt eine solche Tabelle, in der die Wahrscheinlichkeiten ihrer Zustände (z. B. hoher, mittlerer oder niedriger Variablenwert) für alle möglichen Kombinationen von Zuständen derjenigen Variablen enthalten sind, die Pfeile zur entsprechenden Kindvariablen aussenden (Elternvariablen). Eine Kindvariable mit drei Zuständen und zwei Eltern, die jeweils auch drei Zustände besitzen, hat demnach 27 (= 3 x 3 x 3) Zellen, die es mit Wahrscheinlichkeitswerten zu füllen gilt. Die abhängigen Wahrscheinlichkeiten können dabei auf Basis empirischer Datenanalysen, Expert:innenwissen und Literaturangaben abgeleitet werden, was Bayesische Netzwerke insbesondere dort bevorzugt, wo empirische Daten nur unvollständig vorliegen oder ganz fehlen. Weitere Details zur Ermittlung von abhängigen Wahrscheinlichkeiten für die Bayesische Gewässerdiagnose wurden im Rahmen eines Handbuchs veröffentlicht: <https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/10250>.

Diskussion

Bayesische Netzwerke sind grafische Darstellungen von Ursache-Wirkungsbeziehungen. Ursachen, zum Beispiel Belastungen von Fließgewässern, können durch Pfeile mit Wirkungen, zum Beispiel Veränderungen von biologischen Eigenschaften, verknüpft werden. Die Ursächlichkeit im Sinne eindeutiger kausaler Zusammenhänge ist dabei nicht einmal explizit gefordert (Pearl & Mackenzie 2018). Damit stellen Bayesische Netzwerke bereits ein Werkzeug dar, mit dem auch komplexere Zusammenhänge von Ursachen und Wirkungen intuitiv erschließbar werden. Ein weiterer Vorteil der Netzwerke besteht darin, dass Ursachen, Wirkungen und Beziehungen (Pfeile) jederzeit revidiert oder ergänzt werden können, zum Beispiel wenn neue Erkenntnisse dies nahelegen. Mit der klinischen Diagnose haben die Netzwerke gemeinsam, dass sie von neuen Daten lernen; jeder neue Patient (Wasserkörper) macht das Netzwerk besser, indem er zur verlässlicheren Ableitung der abhängigen Wahrscheinlichkeiten beiträgt.

Diese Eigenschaften machen Bayesische Netzwerke zu wertvollen Werkzeugen bei der Suche nach ökologisch wirksamen Maßnahmen im Rahmen des Fließgewässermanagements. Bedingt durch den hohen Stellenwert der biologischen Bewertung liegen zu allen Wasserkörpern Taxalisten und oft auch für mehrere Artengruppen vor. Damit lassen sich die Symptome (biologische Metrics) für die Diagnose leicht berechnen. Einmal entwickelt, können solche Werkzeuge dann in Form von Web-basierten Applikationen einem breiten Anwender:innenkreis zur Verfügung gestellt werden. Einige Beispiele solcher Applikationen sind im Literaturverzeichnis verlinkt.

Angesichts der hohen Kosten vieler Maßnahmen im Gewässerschutz ist die zentrale Einbindung von Expert:innen bei der Maßnahmenableitung unabdingbar. Sie sollten entsprechend ausgebildet sein und auf eine langjährige Erfahrung bei der Ursachendiagnose zurückblicken können. Online-Werkzeuge, so wie sie die hier vorgestellten Bayesischen Netzwerke, können und sollen diese Erfahrung nicht ersetzen; sie sollen bei der Maßnahmenfindung *unterstützen*. Wer käme schon auf die Idee, eine ernsthafte Erkrankung mit unklarer Ursache allein durch ein Online-Werkzeug diagnostizieren zu lassen, *ohne* einen Arzt bzw. eine Ärztin aufzusuchen?

Zusammenfassung

Bayesische Netzwerke und darauf aufbauende Online-Werkzeuge ermöglichen es, Ursache-Wirkungsbeziehungen probabilistisch zu modellieren. Diagnostische Werkzeuge können dabei helfen, auf Basis von biologischen Symptomen (Metrics) aus einer Reihe von Belastungen diejenigen zu identifizieren, die wahrscheinlich ursächlich für eine ökologische Degradation sind. Das Ergebnis unterstützt die Ableitung ökologisch wirksamer Maßnahmen zur Verminderung der Belastungen. Bei der Abschätzung von Maßnahmenwirkungen können prognostische Werkzeuge helfen, indem sie die Wahrscheinlichkeit von biologischen Zielzuständen auf Basis von angenommenen maßnahmenbedingten Veränderungen von Umweltvariablen modellieren. Die Anwendung der Werkzeuge ist intuitiv und erfordert vom Nutzenden lediglich die Kenntnis der jeweiligen Eingabevariablen (Metricwerte bei der Diagnose, Umweltvariablenwerte bei der Prognose). Ziel der Werkzeuge ist die *Unterstützung* von Entscheidungen im Gewässermanagement; die Entscheidung obliegt letztlich der verantwortlichen Expertin bzw. dem Experten.

Danksagung

MARS (“Managing Aquatic ecosystems and water resources under multiple stress”) wurde durch die Europäische Union im FP7, Theme ENV.2013.6.2-1 (“Water resources management under complex, multi-stressor conditions”), Contract No. 603378, gefördert. ESDecide wurde im Projekt 2018-W-LS-37 der Irish EPA (Research Programme 2014–2020) gefördert.

Literatur

- Feld, C. K., & Hering, D. (2007). Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology*, 52(7), 1380-1399.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01749.x>
- Feld, C. K., Saeedghalati, M., Hering, D., & Siqueira, T. (2020). A framework to diagnose the causes of river ecosystem deterioration using biological symptoms. *Journal of Applied Ecology*, 57(11), 2271-2284.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13733>
- Pearl, J. and Mackenzie, D. (2018). *The book of why. The new science of cause and effect*. Basic Books, New York, 418 pp.
- Penk, M. R., Bruen, M., Feld, C. K., Piggott, J. J., Christie, M., Bullock, C., & Kelly-Quinn, M. (2022). Using weighted expert judgement and nonlinear data analysis to improve Bayesian belief network models for riverine ecosystem services. *Sci Total Environ*, 158065.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158065>

Weblinks zu den dargestellten und weiteren Online-Werkzeugen

Benthische Wirbellose in Tieflandflüssen

Ursachen im Einzugsgebiet: https://simplyshiny.shinyapps.io/catch_2_spider_plot/##

Ursachen im Gewässerabschnitt: https://simplyshiny.shinyapps.io/REACH_model/

Ursachen an der Probennahmestelle: https://simplyshiny.shinyapps.io/SITE_model/

Benthische Wirbellose in Fließgewässern Baden-Württembergs

<https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/wasser/diagnosetool-makrozoobenthos>

Biodiversität und Ökosystemleistungen in irischen Flüssen

<https://esdecide.shinyapps.io/ProgRES/>

.

Verbreitung von Neozoen am Niederrhein – Globale Veränderungen, Klimawandel und Wasserqualität im Spiegel regionaler Datenreihen

Carmen Gallas¹; Vanessa Meinert²; Daniela Lud²

¹ Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft, Kamp-Lintfort; ² Hochschule Rhein-Waal, Kamp-Lintfort

Keywords: Neozoen, Niederrhein, Klimawandel

Einleitung

Globale, regionale und lokale Veränderungen der Umwelt haben Auswirkungen auf den Zustand von Gewässern. Veränderungen lassen sich gerade dann gut belegen, wenn langfristige Datenreihen ausgewertet werden können. Das Zentrallabor der LINEG in Moers (NRW) führt seit 1960 Gewässeruntersuchungen im 624 km² großen Verbandsgebiet am Niederrhein durch. Seit 1987 werden die Daten systematisch in einer Datenbank erfasst. Dies ermöglicht Veränderungen über einen Zeitraum von mehreren Dekaden auszuwerten.

Der Niederrhein hat im Vergleich zum langjährigen Mittel seit Jahren deutliche Niederschlagsdefizite zu verzeichnen, die sich in den Gewässern mit niedrigen Wasserständen und häufigerem Trockenfallen bemerkbar machen. Die letzten Dürrejahre trafen die Gewässer besonders hart. Bäche und Kuhlen waren über viele Monate ohne Wasser oder hatten mit hohen Temperaturen und niedrigen Sauerstoffgehalten zu kämpfen.

Diese Auswirkungen des Klimawandels und Änderungen der chemischen Belastung der Gewässer beeinflussen die Lebensgemeinschaften aus heimischen Arten und Neozoen. Mit der Schließung der Bergwerke ist die Hebung und Ableitung von salzbelasteten Grubenwässern über oberirdische Gewässer seit 2013 nicht mehr erforderlich. Beispiele zeigen, dass hieraus resultierende drastische Reduktion von Salzbelastungen und klimabedingtes Austrocknen von Gewässern die Invasion von neozoischen Amphipoden triggern. Eutrophierung, Sauerstoffmangel und Temperaturerhöhung vermindern die Biodiversität heimischer Unioniden zugunsten der invasiven *Corbicula fluminea*.

Die Folgen des Klimawandels können zu erheblichen ökologischen Defiziten führen und Einwanderung von Neobiota der ohnehin gestressten Gewässer begünstigen. Fließgewässer mit einem hohen Grad an Resilienz sind deutlich weniger anfällig gegenüber Veränderungen der Umwelt. Retentionsräume in der Gewässerlandschaft, Renaturierungen und weitere Maßnahmen im Kontext der EUWRRL können die Biodiversität fördern und Gewässer resilienter gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels machen.

Material und Methoden

Die LINEG überwacht ein Fließgewässernetz mit einer Gesamtlänge von 404 km und etwa 380 Messstellen. Sowohl die Untersuchungshäufigkeiten als auch die Parameterumfänge an den einzelnen Stellen variieren je nach Untersuchungshintergrund. Das Makrozoobenthos wurde mittels

unterschiedlicher Probenahmetechniken erfasst. Ein Großteil der Untersuchungen wurde mittels Handnetz durchgeführt (DIN e.V., 1994 und 2004). Ab 2004 erfolgte für einen Teil der der Probenahmestellen die Untersuchung mittels Multihabitatsampling (DIN e.V., 2012). Die Probenkonservierung erfolgte normkonform (DIN e.V., 2002).

In dem ehemals durch den Eintrag von Grubenwasser aus Bergwerken des Steinkohleabbaus beeinträchtigten Fließgewässersystem wurden für ein Sonderprojekt zur Erfassung von Makrozoobenthos Substratkörbe mit Kies einer Korngröße zwischen zwei und vier Zentimetern als Besiedlungskörper verwendet (DIN e.V., 1995; Felgenhauer, 2015; Moick 2017, Poryazova 2019).

Die Großmuschelfauna in einem Teilabschnitt der Eyllschen Kendel wurde mit unterschiedlichen Methoden erfasst. In einer frühen Arbeit aus 1976 wurde zur Erfassung der Großmuscheln ein Egman-Birge-Greifer verwendet. Die Daten aus 2011 wurden im Rahmen einer Entschlammungsmaßnahme gewonnen, bei der aus dem ausgehobenen Sediment über einem Siebtisch manuell die Muscheln ausgelesen, zwischengehältet und anschließend in das Gewässer zurückgesetzt wurden. In der aktuellen Untersuchung wurden zwei Verfahren verwendet, die zu annähernd gleichen Ergebnissen führten. Untersuchung mittels Egman-Birge-Greifer und Sieben von mit einem Spaten ausgehobenem Sediment entlang von Transsekten (Klößner, 1976; Schnitzler & Müller, 2011; Meinert, 2021). Die faunistischen Daten liegen daher entweder als semiquantitative Abundanzen oder Individuen pro m² vor. Die Daten (ab 1987) sind in einem Laborinformationsmanagementsystem (LIMS, LabBase® der Fa. Blomesystem GmbH) dokumentiert.

Ergebnisse

Auch am Niederrhein sind die Veränderungen der klimatischen Bedingungen messbar. Insgesamt ist seit 1955 ein Anstieg der mittleren Jahrestemperatur von 1,75 °C an der Messstation Tönisvorst zu verzeichnen. Gleichzeitig nehmen die mittleren Niederschlagssummen ab, während die Globalstrahlung und mittlere Verdunstung zunehmen. Dies resultiert bezogen auf die Referenzsituation in einer negativen Wasserbilanz (Strotmann, 2021).

Die veränderten Klimafaktoren tragen zunehmend zu Extremwetterereignissen bei, diese zeigen sich in langanhaltender Trockenheit, Dürre auf der einen und Starkniederschlägen, Stürmen und Überflutungen auf der anderen Seite.

In der LIMS-Datenbank gibt es grob 30000 Datensätze mit der Kennzeichnung „Oberflächenwasser“. Darunter sind in ca. 4100 Datensätzen biologische Untersuchungen, von denen ca. 2500 Nennungen von Neobiota aufweisen. Mit Stand 2020 treten in den Gewässern des Untersuchungsgebietes 24 verschiedene neozoische Wirbellose auf, die ursprünglich in unterschiedlichen Regionen der Erde beheimatet waren. Abbildung 1 zeigt die jährliche Zunahme der Neozoen in den Gewässern, hierbei waren zu Beginn der Aufzeichnungen bereits sieben Arten vorhanden, etwa im Zweijahresrhythmus sind weitere Arten eingewandert oder eingeschleppt worden. Von 2004 bis 2009 gab es keinen Zuwachs an allochthonen Arten, 2010 und 2011 war der Zuwachs besonders groß.

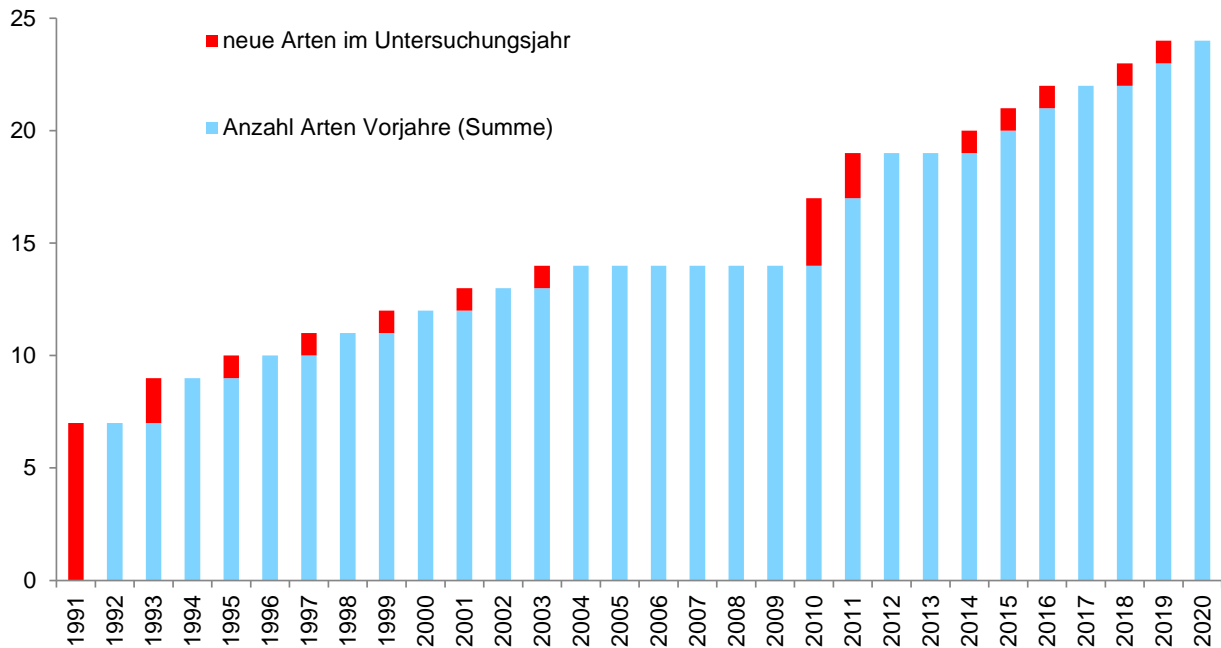


Abb. 1: Entwicklung der im Verbandsgebiet der LINEG vorkommenden gebietsfremden Arten 1990 bis 2020, neu hinzukommende gebietsfremde Arten sind rot markiert (Gallas, 2020)

Fallbeispiel *Dikerogammarus villosus* und Salzbelastung

Unter den Crustacea gehört *Dikerogammarus villosus* zu den besonders invasiven Arten. Der „Killershrimp“ begann etwa 2010 in das Gebiet am Xantener Altrhein einzuwandern (Abb. 2). Am Rheinberger Altrhein stellte bis 2013 die Salzbarriere des brackwasserführenden Gewässersystems Große Goorley, Fossa Eugeniana und Moersbach ein Wanderhindernis für diese Art aus Richtung des Rhein dar, wo sie bereits seit 1995 auftritt. Die Salzbelastung lag unter Grubenwassereinfluss bei einer elektrischen Leitfähigkeit von etwa 12000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nach Schließung des letzten Bergwerks im Juni 2013 und Einstellung der salzbelastenden Grubenwassereinleitung mit elektrischer Leitfähigkeit von ca. 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ brach zunächst die salzangepasste Lebensgemeinschaft zusammen und *D. villosus* war wenig später im Rheinberger Altrhein die dominierende Art.

D. villosus ist zur Reproduktion auf eine Wassertemperatur von mindestens 13°C angewiesen, diese wurde in beiden Untersuchungszeiträumen 2014 und 2015 ab Ende April überschritten. Der Temperaturanstieg korreliert zunächst mit einem Anstieg der Individuendichte von *D. villosus*. Zu einem Rückgang der Populationsdichte auf 400 Individuen pro m^2 kam es Ende Juni 2015; die Population hielt sich stabil bis mindestens September (Abb. 4). Die Situation heute stellt sich folgendermaßen dar: *D. villosus* ist nach wie vor vorhanden. Der unter Salzbelastung etablierte *Gammarus tigrinus* ist in geringer Zahl (leicht zunehmend) noch vorhanden. Die drei heimischen Arten *G. fossarum*, *G. roeselii*, *G. pulex* konnten sich erfolgreich etablieren. Die Amphipoden leben in Koexistenz am gleichen Standort und besiedeln dort unterschiedliche Habitats. *D. villosus* bevorzugt Hartsubstrate wie Kies und Steine.

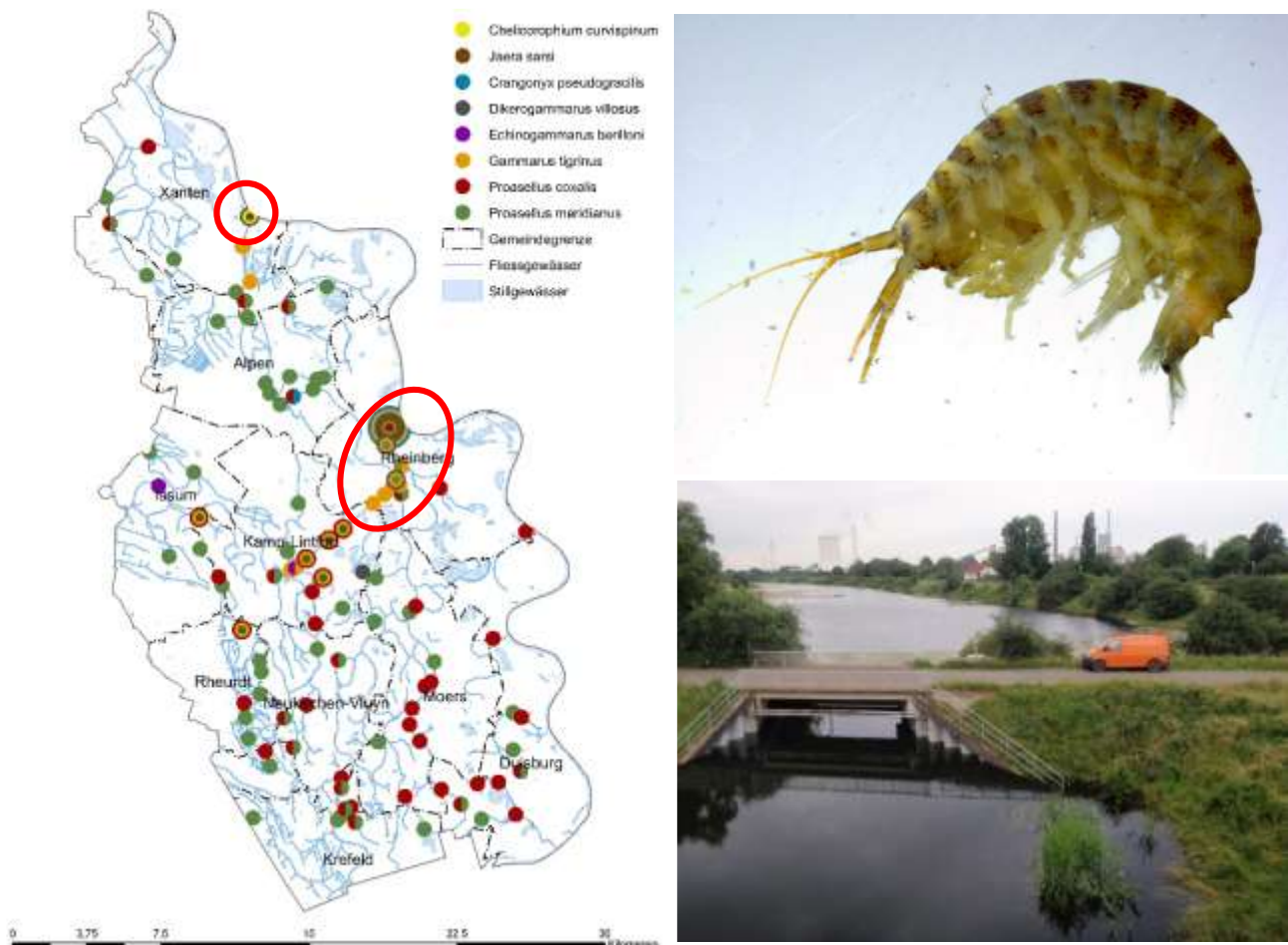


Abb. 2: Verbreitungskarte der Amphipoden im Verbandsgebiet der LINEG und Einwanderungsschwerpunkte (rot markiert); oben rechts *D. villosus*; unten rechts Schleuse in Rheinberg-Ossenbergr Rheinberger Altrhein (blaue Linien – Gewässer, schwarz gestrichelte Linien – Stadtgebietsgrenzen) (Gallas, 2020)

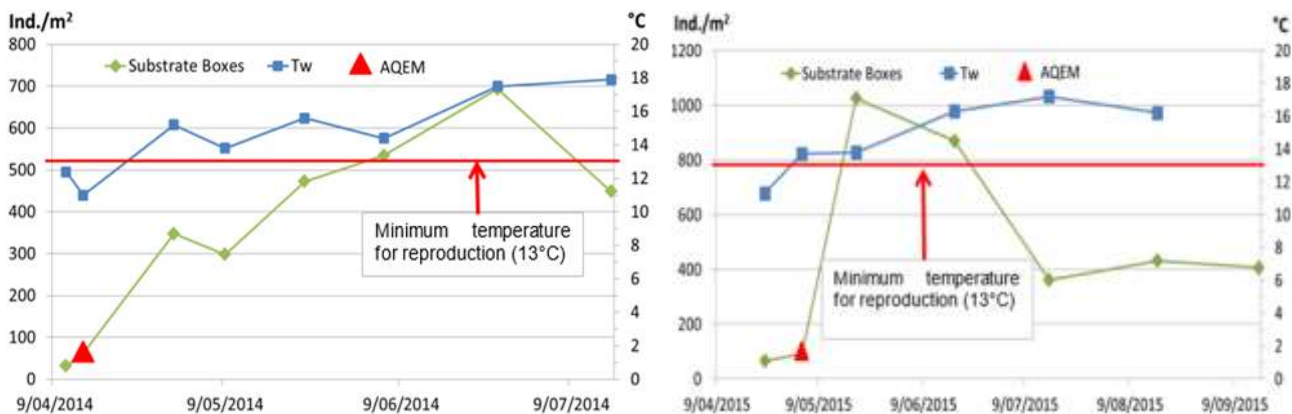


Abb. 3: Entwicklung der Individuenzahlen von *D. villosus* und Temperaturentwicklung im Rheinberger Altrhein in der Vegetationszeit 2014 (links) und 2015 (rechts); grüne Rauten – Ergebnisse aus Substratboxen; rotes Dreieck – Multihabitatsamplung; blaue Quadrate – Wassertemperatur; rote Linie – Mindesttemperatur für die Reproduktion von *D. villosus* (Moick, 2017)

Nach Rückgang der Salzfracht ist eine deutliche Verbesserung des ökologischen Zustands, eine höhere Biodiversität, ein Anstieg an Arten vor allem auch von Köcherfliegen und Eintagsfliegen zu beobachten (Abb. 4).

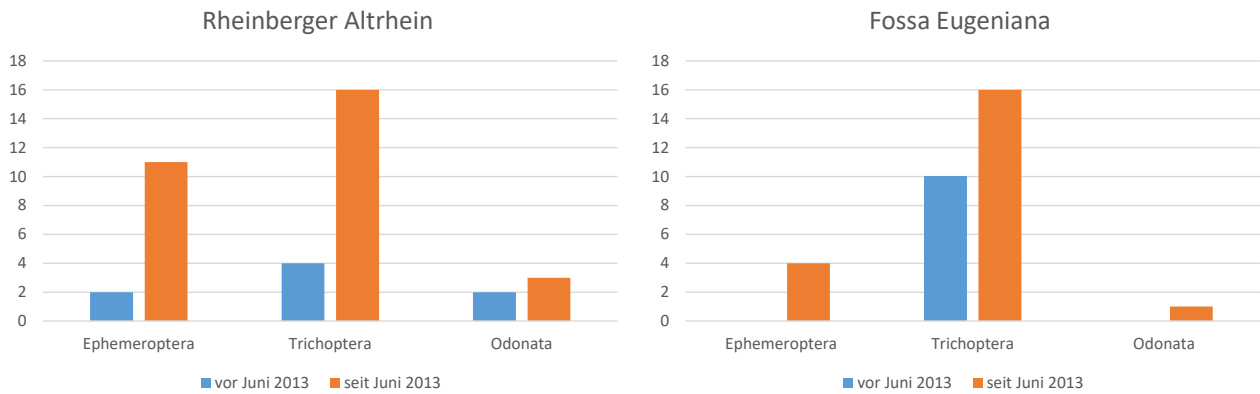


Abb. 4: Entwicklung ausgewählter Taxa im Rheinberger Altrhein und der Fossa Eugenia unter Salzbelastung (blau) und nach Einstellung der Salzeinleitung (orange)

Fallbeispiel Eyllsche Kendel unterhalb Knoop – Großmuschelfauna

In der Eyllschen Kendel in Rheurdt ist seit Jahrzehnten eines der wenigen Vorkommen heimischer Großmuscheln zu verzeichnen (Abb. 5). Veränderungen der letzten Jahrzehnte zeigen einen dramatischen Verlauf.

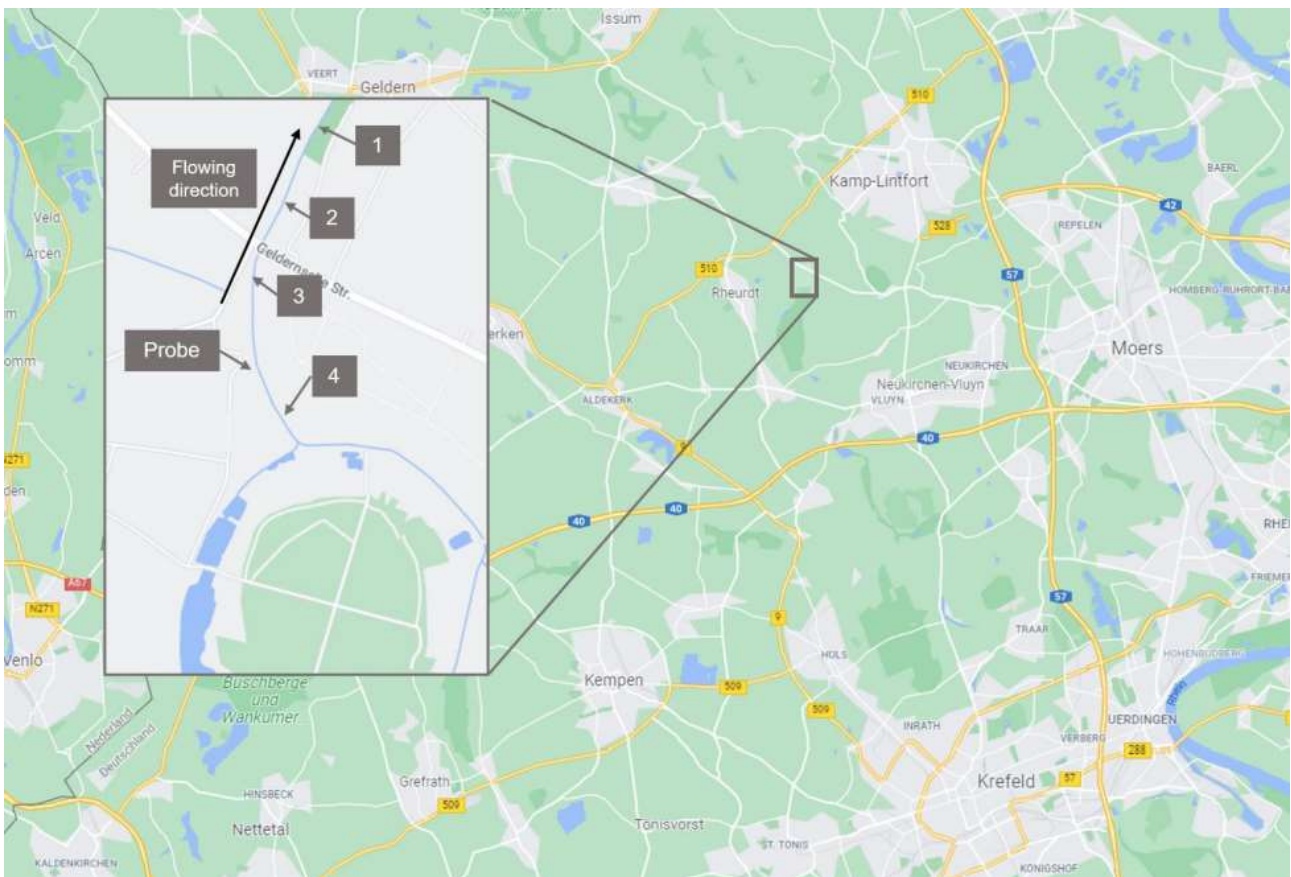


Abb. 5: Lage des Untersuchungsabschnitts der faunistischen Erhebung der Bivalvia in der Eyllschen Kendel in Rheurdt

Im Jahr 1976 waren vier autochthone Großmuschelarten in der Eyllschen Kendel vorhanden (*Unio tumidus*, *U. pictorum*, *Anodonta anatina* und *A. cygnea*). Die Gesamtindividuumdichte betrug 1078 Individuen pro 50 m². Hierunter wies *A. anatina* die höchste Abundanz auf (Klößner, 1976). Im Jahr 2011 wurden drei Arten identifiziert. *A. cygnea* war nicht mehr vorhanden. Die verbliebenen Tiere sind auf 326 Individuen pro 50 m² zurückgegangen. Dies entspricht einem Rückgang von ca. 70%

(Schnitzler & Müller, 2011). Zehn Jahre später waren von heimischen Arten noch 82 Individuen pro 50 m² gezählt worden, das entspricht einem Rückgang von ca. 92%. Hingegen betrug die neu hinzugekommene *Corbicula fluminea* 1184 Individuen pro 50 m². Einzelexemplare von *C. fluminea* sind in dem Untersuchungsabschnitt erstmalig 2011 dokumentiert (Abb. 6) (Meinert, 2021).

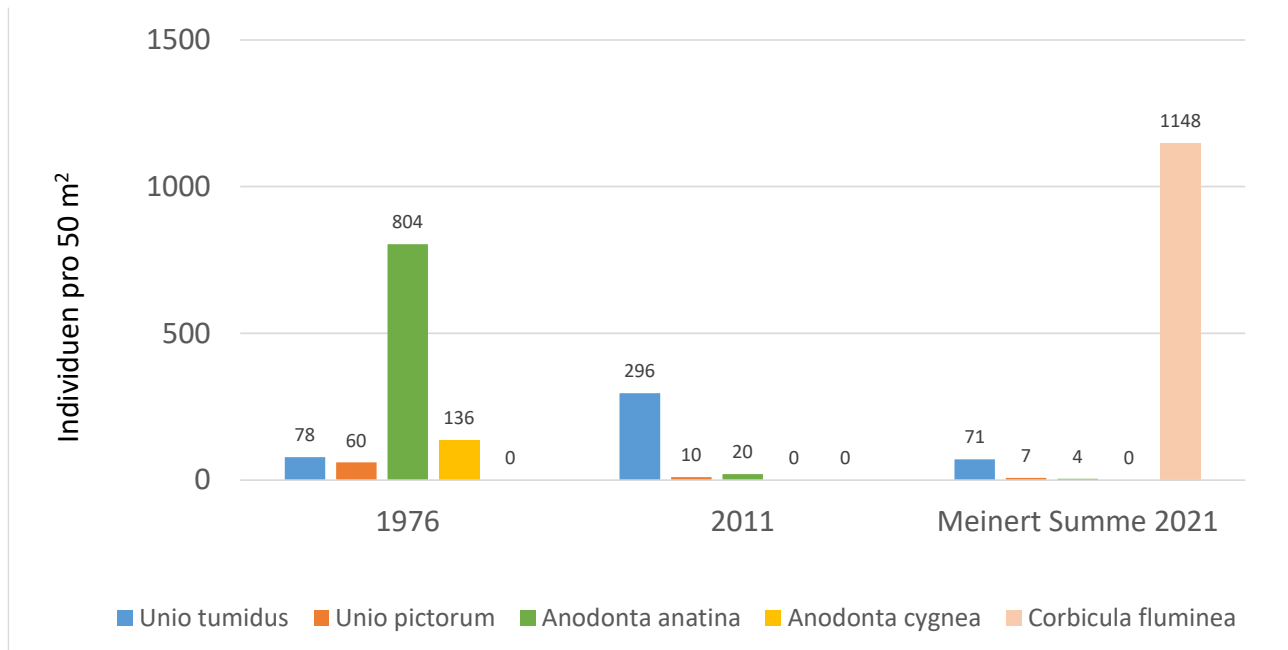


Abb. 6: Entwicklung der Großmuscheln in der Eyllschen Kendel in Rheurdt

C. fluminea hat sich, begünstigt durch u.a. ihre Reproduktionseigenschaften schnell und erfolgreich im Gebiet etabliert. Sie hat einen hohen Metabolismus, erreicht zwei Reproduktionszyklen im Jahr und hat eine hohe Anzahl an Nachkommen (McMahon, 2000). Mit ihrer enormen Filtrierleistung ist sie in der Lage Energieverluste zu kompensieren. Sie ist tolerant gegenüber Sauerstoffmangel und toxischen Einflüssen und kann ihre Schale über Stunden in geschlossenem Zustand halten, indem sie ihren Stoffwechsel auf 10% reduziert (Ortmann & Grieshaber, 2003).

Zudem ist *C. fluminea* für ihre Vermehrung nicht auf Vorhandensein von Fischen angewiesen. Die Larvenstadien der heimischen Muscheln nisten sich in die Kiemen von Fischen ein, bis sie eine bestimmte Größe erreicht haben. Hierdurch wird eine gute Versorgung mit Sauerstoff und Nährstoffen gewährleistet. Gleichzeitig sind die Larven vor Fraßfeinden geschützt. Die Reproduktion von *C. fluminea* ist temperaturabhängig und bedarf 15 bis 16 °C. Im Sommer, bei einem Temperaturanstieg von 3 °C, hat die Körbchenmuschel einen starken Größenzuwachs (Viergurtz & Weitere, 2013). Hingegen sind heimische Arten empfindlich gegen hohe Temperatur, Sauerstoffdefizite und Eutrophierungserscheinungen. Die trophische Belastung des Gewässers wurde mittels chemischer Begleitanalytik erfasst. Das Gewässer liegt im Unterstrom eutropher, durchflossener Altwässer einer ehemaligen Rheinstromrinne. In der Untersuchungsstrecke zeigen Sondenaufzeichnungen über den gesamten Vegetationszeitraum deutliche Sauerstoffdefizite auf (Abb. 8). Dies hat negative Einflüsse sowohl auf Bivalvia als auch die Ichthyofauna und kann als einer der Hauptstressoren für den Rückgang der heimischen Arten angesehen werden (Meinert, 2021). Ein zusätzlicher Stressor für heimische Arten ist die Prädation durch Bisamratten, die auch hier durch Schalenfunde belegt ist (Meinert, 2021).

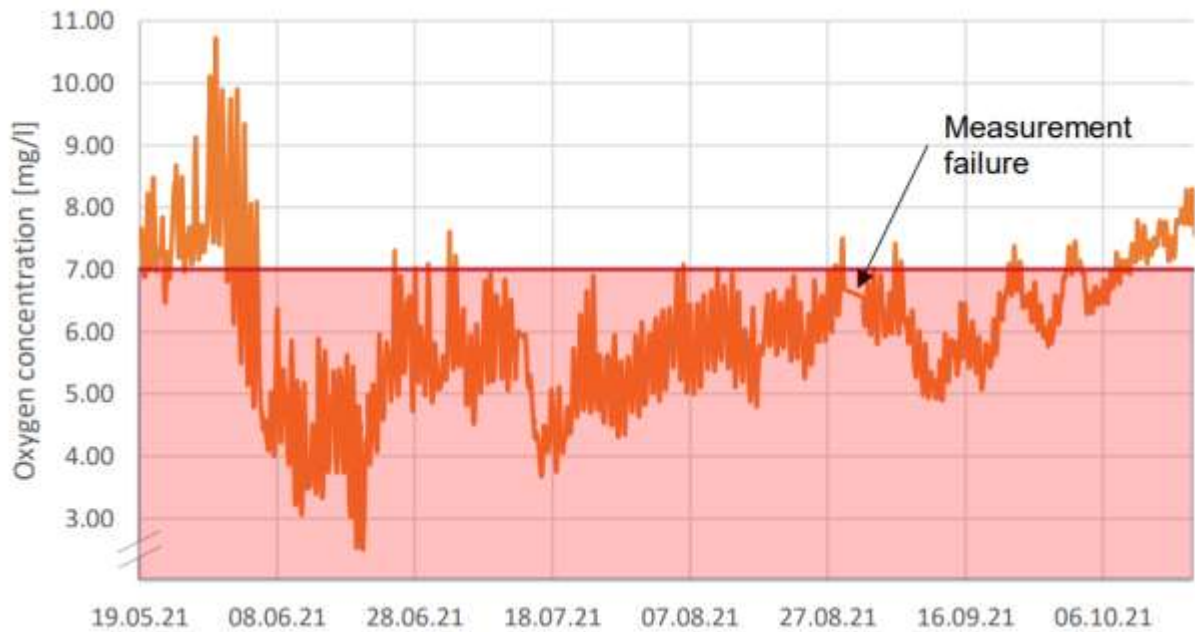


Abb. 7: Sauerstoffkonzentration in der Eyllschen Kendel in Rheurdt (EcoTech-Sonde YSI 6920, Messintervall 15 min)

Fallbeispiel Eyllsche Kendel vor der Mündung der Issumer Fleuth – Trockenfallen

Jeweils in 2018 und 2019 sind Teilabschnitte der Eyllschen Kendel im Unterlauf während der Hitzeperiode im Sommer trockengefallen (Abb. 9). Das Makrozoobenthos der Gewässerstrecke wird regelmäßig im Frühjahr mittels Multihabitatsampling untersucht, so auch im April 2018, April 2021 und Mai 2022.



Abb. 7: Eyllsche Kendel vor der Mündung der Issumer Fleuth, links trockengefallen (Sommer 2018) und rechts wasserbespannt (Herbst 2019)

Das Austrocknen der Gewässer während der beiden Extremsommer führte zu Verlusten bei Köcherfliegen und Muscheln. Innerhalb der Eintagsfliegen war *Ephemera danica* nicht mehr nachgewiesen worden. Dagegen trat 2021 eine weitere Baetidae hinzu. Erst im Frühjahr 2022 sind die Verluste der Trockenjahre 2018/19 kompensiert (Tab. 1).

Tab. 1: Entwicklung der Anzahl an Taxa in der Eyllsche Kendel vor der Mündung der Issumer Fleuth von 2018 bis 2022

	16.04.2018	12.04.2021	19.05.2022
Trichoptera	7	3	7
Ephemeroptera	2	2	3
Diptera	9	9	7
Coleoptera	1	2	1
Crustacea	3	1	2
Mollusca	5	3	5
Oligochaeta	2	5	4
Summe Taxa	29	25	29

Nach Trockenfallen des Gewässerabschnitts kam es bei den heimischen Amphipoden zu einem Totalausfall. *G. fossarum* und *G. roesellii* verschwanden zeitweise. In 2021 schien sich zunächst *D. villosus* im Gewässer auszubreiten, konnte sich aufgrund der Konkurrenzdrucks von *G. fossarum* und *G. roesellii* jedoch nicht dauerhaft durchsetzen.

Auch das ökologische Potenzial des ohnehin degradierten Gewässers ist zu seiner ursprünglichen Qualitätseinstufung zurückgekehrt (Tab. 2).

Tab. 2: Ökologisches Potenzial im Modul *Allgemeine Degradation* in der Eyllsche Kendel vor der Mündung der Issumer Fleuth von 2018 bis 2022 (Fließgewässertyp 14: Sandgeprägter Bach; Nutzung: Bergbau)

		2018	2021	2022
Ergebnis	Allgemeine Degradation	gut	mäßig	gut
Toleranz	- German Fauna Index type 14	sehr gut	sehr gut	gut
Funktion	- [%] littoral (scored taxa = 100%)	schlecht	schlecht	schlecht
Zusammensetzung	- EPT [%] (abundance classes)	mäßig	unbefriedigend	mäßig
Vielfalt, Diversität	- Trichoptera	sehr gut	unbefriedigend	sehr gut

Diskussion und Ausblick

Die Beispiele aus dem LINEG-Gebiet zeigen die Auswirkungen der globalen und klimatischen Veränderungen auf die Lebensgemeinschaft der aquatischen Ökosysteme anhand von ausgewählten Makrozoobenthos Taxa.

Invasive Arten richten dauerhafte ökologische und/oder wirtschaftliche Schäden an und tragen zusammen mit anderen Faktoren zur Verringerung der Biodiversität und Verdrängung heimischer Arten bei (Bundesamt für Naturschutz, 2008). Hierbei wirken verschiedene Stressoren auf die Zusammensetzung der Biozönose. Austrocknen der Gewässer führt zu Artenrückgang, der kompensiert werden kann, sofern das Wiederkehrintervall des Extremereignisses eine Neu- oder Wiederbesiedlung aus Retentionsbereichen zulässt.

Schnell reproduzierende Neozoen mit breiter ökologischer Amplitude haben unter Bedingungen des Klimawandels in anthropogen beeinflussten Gewässern Vorteile gegenüber heimischen Arten. Stoffwechselraten können während extremer Bedingungen angepasst werden, wie das Beispiel *C. fluminea* zeigt (Herunterfahren des Stoffwechsels bei Stoßbelastungen, aber auch erhöhte Filtrationsleistung zur Aufrechterhaltung des Metabolismus bei Sauerstoffmangel). Neobiota bringen häufig Krankheitserreger mit, gegen die sie selbst immun sind, die aber negative Auswirkungen auf heimische Arten haben. Schließlich konkurrieren die Arten um Nahrung und Lebensraum oder Invasive treten als Prädatoren der autochthonen Lebensgemeinschaft auf (Meinert, 2021; Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2022).

Um dem Klimawandel und Biodiversitätsverlusten entgegen zu wirken, sind dringend Maßnahmen erforderlich. Hierzu zählen die Renaturierung von Fließgewässern, Schaffung von Retentionsräumen zum Wasserrückhalt in der Landschaft und ausreichend dimensionierter, schattenspendender Uferstrandstreifen mit heimischen Gehölzen.

Literatur

- Bundesamt für Naturschutz (2008) Allgemeine Informationen zu Neozoen, Daten zur Natur 2008, Gebietsfremde Arten, Available from: https://www.bfn.de/0302_neobiota.html [abgerufen am 5. Dezember 2016].
- DIN e.V. (Hrsg.) DIN EN 27828 – ISO 7828 (1994) Probenahme für biologische Untersuchungen – Anleitung zur Probenahme aquatischer, benthischer Makro-Invertebraten mit dem Handnetz.
- DIN e.V. (Hrsg.) DIN EN ISO 9391 (1995) Probenahme von Makro-Invertebraten aus tiefen Gewässern – Anleitung zum Einsatz von qualitativen und quantitativen Sammlern und Besiedlungskörpern. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN e.V. (Hrsg.) DIN EN ISO 5667-3 (2002) Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 3: Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Proben. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN e.V. (Hrsg.) DIN 38410 (2004) Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) - Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1). Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DIN e.V. (Hrsg.) DIN EN 16150 (2012) Wasserbeschaffenheit - Anleitung für die pro-rata Multi-Habitatprobenahme benthischer Makroinvertebraten in Flüssen geringer Tiefe (watbar). Berlin: Beuth Verlag.
- Felgenhauer N (2015) Ökologische Bewertung der Fossa Eugenia nach Beendigung der Einleitung von salzbelastetem Grubenwasser des Steinkohlebergbaus am Linken Niederrhein. Bachelorarbeit JGU, Mainz
- Gallas C (2020) Überblick über die neozoischen Wirbellosen in aquatischen Ökosystemen des Niederrheins zwischen Krefeld und Xanten. *Natur am Niederrhein* 35 (1): 3-27; Krefeld
- Klößner, F (1976) Quantitative Untersuchung der Molluskenfauna im nördlichen Abschnitt der Littard'schen Kende bei Neukirchen-Vluyn, n.p.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2022): Neobiota-Portal Nordrhein-Westfalen. <https://neobiota.naturschutzinformationen-nrw.de/site/> (abgerufen am 05.10.2022)

- Meinert V (2021) The Large Mussel Fauna of the Eyllsche Kendel in Rheurdt and its Change over Time. Bachelor Thesis, HSRW, Kamp-Lintfort
- McMahon R F (2000) Invasive Characteristics of the Freshwater Bivalve *Corbicula fluminea*. Nonindigenous Freshwater Organisms: Vectors, Biology, and Impacts, pp. 315-343. Lewis Publishers, Boca Raton, USA
- Moick M (2017) The invasion dynamics of crustacean amphipod *Dikerogammarus villosus* (Sovinsky, 1894) in regard of biotic and abiotic factors at the left bank of the Lower Rhine since the termination of coal mining in 2013. Bachelor Thesis, HSRW; Kamp-Lintfort
- Ortmann C & Grieshaber M K (2003) Energy metabolism and valve closure behaviour in the Asian clam *Corbicula fluminea*. The Journal of Experimental Biology, Vol 206, Cambridge: The Company of Biologists, pp. 4167-4178.
- Poryazova M (2019) Benthic Species Composition and Ecological Status in Response to Improved Water Quality in the Rhine River Tributaries. Bachelor Thesis, HSRW; Kamp-Lintfort
- Schnitzler P & Müller R (2011) Untersuchungen zur Grossmuschelfauna im Eyllschen Kendel 2011, Wesel: Biologische Station im Kreis Wesel e.V., on behalf of the Linksniederrheinische Entwässerungsgesellschaft.
- Strotmann, R (2021) Lässt sich der Klimawandel am Niederrhein messen? – Auswertungen zur Klimastation Tönisvorst. – Natur am Niederrhein, Jg. 36: 3-21, 8 Abb., 5 Tab.; Krefeld
- Viergutz C & Weitere M (2013) *Ökologie von Corbicula fluminea und Corbicula fluminalis als Grundlage für die Gewässergütemodellierung*, Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde (KLIWAS Schriftenreihe-10/2013).

Saisonalität von parasitären und saprotrophen zoosporischen Pilzen: Verknüpfung von Sequenzdaten mit ökologischen Eigenschaften

Silke Van den Wyngaert^{1,2}; *Lars Ganzert*²; *Keilor Rojas-Jimenez*³; *Maiko Kagami*⁴; *Christian Wurzbacher*⁵; *Hans-Peter Grossart*^{2,7}

¹ Department of Biology, University of Turku, Vesilinnantie 5, 20014 Turku, Finland; silke.vandenwyngaert@utu.fi

² Department of Plankton and Microbial Ecology, Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Zur alten Fischerhütte 2, 16775 Stechlin, Germany; lars.ganzert@igb-berlin.de, hanspeter.grossart@igb-berlin.de;

³ Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, 11501 San José, Costa Rica.; keilor.rojas@gmail.com

⁴ Faculty of Environment and Information Sciences, Yokohama National University, Tokiwadai 79-7, Hodogayaku, Yokohama, Kanagawa 240-8501, Japan.; mycoloop@gmail.com

⁵ Chair of Urban Water Systems Engineering, Technical University of Munich, Am Coulombwall 3, 85748 Garching, Germany; c.wurzbacher@tum.de

⁶ Institute of Biochemistry and Biology, Potsdam University, Maulbeerallee 2, 14469 Potsdam, Germany; grossart@uni-potsdam.de

Keywords: Chytridien, Algen-Parasiten, Pollen-Parasiten, saisonale Dynamik, Ökologie und Evolution

Einleitung

Trotz der jüngsten Fortschritte sind wir noch weit davon entfernt, eine umfassende Charakterisierung der phylogenetischen und ökologischen Vielfalt der Chytridien zu erreichen (Grossart et al. 2019). Obwohl mit der Sequenzierung von 18S- und 28S-rRNA-Genen eine große Chytridien-Diversität aufgedeckt wurde (James et al. 2006; Letcher et al. 2006), basiert unser derzeitiges Wissen, insbesondere über die Phytoplanktonparasiten, fast ausschließlich auf >100 Jahren morphologischer Identifizierung (Sparrow 1960). Der Mangel an Referenz-Chytridiensequenzen in den Datenbanken erschwert es, die Chytridiensequenzen mit spezifischen ökologischen Merkmalen (traits) oder ihrem Wirtsspektrum zu verknüpfen. Um diese Einschränkungen zu überwinden, haben wir versucht, die Chytridiensequenzvielfalt und Konsumenten-Ressourcen Interaktionen durch die Untersuchung ihrer saisonalen Dynamik in einem Ökosystems des gut untersuchten Stechlinsees miteinander zu verknüpfen. Wir kombinierten Isolationsansätze via 1) direkter Kultivierung, 2) Einzelzellisolierung und 3) *in-situ*-Pollenköder, um saprotrophe pollenabbauende Chytridien anzulocken und zu sequenzieren. Die direkte Kultivierung ermöglichen es, detaillierte morphologische und molekulare Studien zu allen Chytridien-Lebensstadien durchzuführen, wohingegen experimentelle Kreuzinfektionstests Einblicke in ihr Wirtsspektrum und ihre Spezifität geben (Kagami et al. 2021; Van den Wyngaert et al. 2018). Die Kultivierung ist jedoch schwierig und zeitaufwändig, was zu einer Unterschätzung der Diversität führen kann, da nicht alle nicht alle Chytridien unter den gegebenen Laborbedingungen wachsen können und die vorhandenen Phytoplankton-Wirte wachsen können. Dieses Problem lässt sich teilweise durch die Einzelzellisolierung, d.h. manuelle Isolierung und anschließende Sequenzierung einzelner infizierter Phytoplanktonkolonien/Einzelzellen oder Pollenkörnern, lösen (Kagami et al. 2021; Ishida et al. 2015). Für einen höheren Durchsatz und eine größere Abdeckung der Diversität im Vergleich zur manuellen Zellsammlung, haben wir einen *in-*

situ-Köder-Ansatz in Kombination mit Amplikon-Sequenzierung kombiniert, um mit Pollen assoziierte Chytridien zu finden und zu amplifizieren.

Diese gezielten Ansätze ermöglichten es uns, eine taxonomische und ökologisch annotierte Bibliothek zu erstellen, die Informationen über Sequenz, Morphologie und Wirts-/Substratspektren gibt. Wir haben eine Referenzbibliothek auf die Amplikon-basierte Hochdurchsatz-Sequenzierung (HTS) aus dem Stechlinsee erstellt, mit dem Ziel, i) den Beitrag von Chytridiomycota Phytoplanktonparasiten und pollenabbauenden Saprotrophen zur gesamten pelagischen zoosporischen Pilzgemeinschaft abzuschätzen, und ii) ihre Diversität und saisonale Dynamik in Bezug auf die Wirtsassoziation und Lebensweise abzuleiten. Durch Synergieeffekte zwischen modernsten Methoden und Daten zur Prävalenz von Chytridien-Infektionen bieten wir neue Einblicke in Diversität, Ökologie und saisonale Dynamik von Chytridien in einem See der gemäßigten Breiten.

Material und Methoden

Stechlinsee Beprobung

Der Probenahmezeitraum erstreckte sich über 15 Monate von März 2015 bis Juni 2016 im dimiktischen und mesotrophen Stechlinsee. Zwei integrierte Wasserproben der oberen Mischwasserschicht (6-14 m) wurden wöchentlich oder zweiwöchentlich (außer im August 2015 und Februar 2016) mit einem Schlauch (5 cm Durchmesser) oder einem integrierenden Wasserprobenehmer (HYDRO-BIOS IWS III, Kiel) entnommen. Alle Methoden sind in Van den Wyngaert et al. (2022) erklärt.

Parameter und Messungen

Für die DNA-Extraktion aus der Umwelt wurden 0,5-1 l Seewasser auf Polycarbonatfilter mit 5 µm Porengröße (47 mm Durchmesser, Merck-Millipore, Deutschland) filtriert, um partikelassoziierte Pilze anzureichern. Alle Filter wurden in Kryoröhrchen bei -80 °C bis zur weiteren Verarbeitung gelagert. Eine integrierte Wasserprobe (6 L) wurde *in situ* mit einem 25 µm-Planktonnetz unter Wasser vorsichtig konzentriert und anschließend über ein 280 µm großes Netz vorgefiltert, um Mesozooplankton zu entfernen. Eine Teilprobe von 50 mL diente zum Screening auf Chytridieninfektionen von Phytoplankton, sowie der anschließenden Kultivierung und der Isolierung von einzelnen Organismen. Der Rest (50 ml) wurde mit alkalischer Lugolscher Lösung fixiert und bei 4 °C gelagert, um den Prozentsatz der mit Chytridien infizierten Wirtspopulation zu quantifizieren. Chytridien-Sporangien wurden mit einem zweifachen Färbeprotokoll mit Calcofluor White (CFW) und Weizenkeim-Agglutinin visualisiert, konjugiert mit Alexa Fluor 488 (WGA). Wann immer möglich, wurden 300 Individuen jeder Phytoplanktonart mit sichtbarer Chytridieninfektion mit Hilfe eines inversen Mikroskops gezählt (Nikon eclipse Ti2, 400X, Fluoreszenzkanäle CFW: 387/11 nm Anregung und 442/46 nm Emission, WGA: 482/35 nm Anregung und 536/40 nm Emission). In Fällen mit geringer Abundanz des Phytoplanktons wurde die gesamte Utermöhl-Zählkammer durchleuchtet. Die Proben für die Quantifizierung der Phytoplankton-Biomasse wurden im Rahmen eines routinemäßigen Überwachungsprogramms in zweiwöchigen oder monatlichen Abständen gesammelt.

Die genomische DNA wurde mit einem CTAB-Phenol-Chloroform-Isoamyl-Alkohol/Kugelschlag-Protokoll durchgeführt. PCR, Bibliotheksvorbereitung und Sequenzierung wurden von LGC Genomics (Berlin, Deutschland) durchgeführt. Die D1-Region der LSU wurde mit dem Vorwärtsprimer ITS4ngsF (5'-GCATATCAATAATAAGCGSAGGA-3') und dem Rückwärtsprimer LF402R (5'-TTCCCTTTYARCAATTTAC-3') amplifiziert, gefolgt von der Bibliothekspräparation

und Sequenzierung (2×300 bp) auf einer MiSeq-Plattform (Illumina). Insgesamt wurden 42 Seeproben und 15 Pollen-Köderproben sequenziert. Die Rohsequenzdaten (demultiplexed) wurden auf ihre Qualität geprüft und mit dem DADA2-Paket in R unter Verwendung von Standard Parameter ($\text{maxN}=0$, $\text{maxEE}=2$, $\text{truncQ}=2$) analysiert (Sequenzen von etwa 350 nt).

Zur Analyse des Anteils der zoosporischen Pilzdiversität, der mit den kultivierungsabhängigen und -unabhängigen Ansätzen identifiziert wurde, wurden alle Feld-ASVs (Amplikon-Sequenzvarianten) mit allen Sequenzen aus Kulturstämmen, Einzelzellen und Pollenversuch verglichen. Zusätzlich wurden die Sequenzen und ASVs mit der NCBI nt database release 246: 15. Oktober 2021 analysiert (Abb. 1).

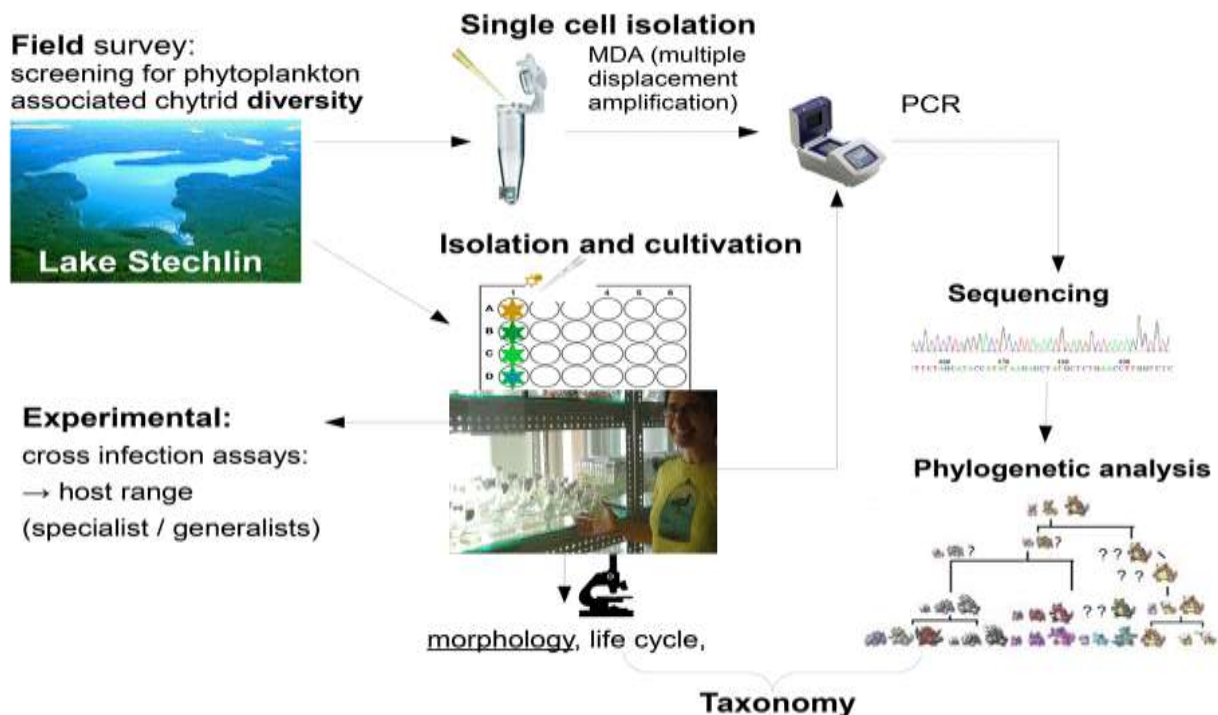


Abb. 1: Grafische Übersicht der angewendeten Methoden.

Stechlinsee ASVs wurden als identisch mit den Sequenzen dieser Studie oder der NCBI nt-Datenbank angesehen, wenn sie eine Sequenzähnlichkeit von $\geq 99\%$ und eine Sequenzabdeckung von mindestens 85% hatte. ASVs von *in-situ*-Pollenködern wurden taxonomisch durch die manuelle Suche in der NCBI nt-Datenbank mit BLAST (BLAST + v2.10.0) zugeordnet. Die erste taxonomische Zuordnung der Stechlinsee ASVs erfolgte mit dem SILVA Online-Klassifikator mit der LSU-Datenbank v138. Die Zuordnung der Pilze folgte den Kriterien, die für den LSU D1 Barcode angegeben wurden. Wenn die Sequenzähnlichkeit von Pilz-ASVs einer der zoosporischen Pilzlinien Chytridiomycota, Blastocladiomycota, Aphelidiomycota und Rozellomycota weniger als 85% zu einer Referenzsequenz betrug, wurde die ASV manuell durch die Suche in der NCBI nt-Datenbank mit BLASTn überprüft. Nur ASVs mit einer 80%igen Sequenzähnlichkeit und 85% Sequenzabdeckung zu einer zoosporischen Pilzsequenz aus der NCBI nt-Datenbank wurden als "zoosporische Pilze" gewertet. Eine endgültige taxonomische Verifizierung und Sequenzzugehörigkeit der zoosporischen Pilz-ASVs erfolgte auf der Grundlage eines phylogenetischen Ansatzes. Die extrahierte ASV-Häufigkeitsmatrix der zoosporenhaltigen Pilze (einschließlich drei nicht klassifizierten ASVs, die zu den Sequenzen von Parasiten auf *Dolichospermum* spp. gehörten, die in dieser Studie gewonnen wurden) wurde in R importiert. Alle Sequenz-Reads sind in dem NCBI Sequence Read Archive

(SRA) unter dem BioProjekt PRJNA682007 verfügbar. Sequenzen wurden als OL869010-OL869016; OM859415-OM859422 (18S Sanger), OL868971-OL869009 (28S Sanger), OL869133 (28S Shotgun-Metagenom), OL869110 (18S Shotgun-Metagenom), OL869111-OL869121 (Nanopore) hinterlegt.

Statistische Analyse

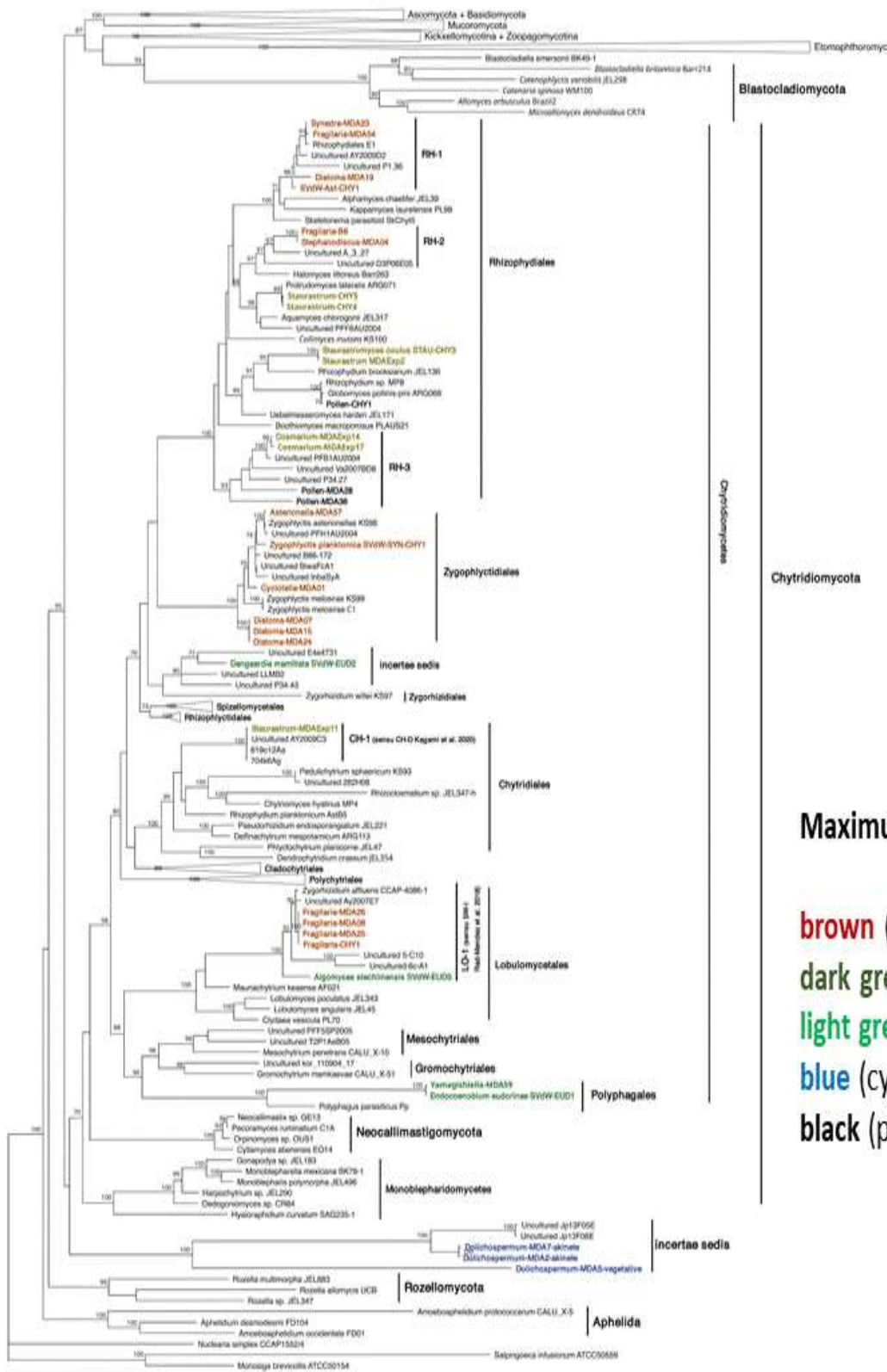
Die statistischen Analysen wurden überwiegend mit PASTv3.25 durchgeführt. Die Alpha-Diversitätsmaße und Hauptkoordinatenanalyse (PCoA) wurden für ASVs von zoosporischen Pilzen gesondert berechnet. Aufgrund der hohen Variation in der Sequenzierungstiefe, wurden alle Umweltproben auf 1000 Sequenzen unterteilt. Das Subsampling erfolgte mit der *rrarefy'*-Funktion im Vegan-Paket v2.5-7 in R 3.6 und Proben mit weniger Reads wurden entfernt. Die rarefied ASV-Tabelle wurde Hellinger-transformiert, und die Bray-Curtis-Dissimilaritäten wurden für die PCoA Analyse verwendet. Die Proben wurden entsprechend dem meteorologischen Kalender nach Jahreszeiten sortiert. Die Unterschiede zwischen den Jahreszeiten wurden mit ANOVA für normalverteilte Daten (Kruskal-Wallis bei nicht-normalverteilten Daten) für die Alpha-Diversität und PERMANOVA für die Beta-Diversität analysiert. Die Korrelation zwischen Chytrid ASV47 (Parasit auf der Kieselalge *Fragilaria*) und vermeintlichen Hyperparasiten Rozellomycota ASV141 wurde durch Berechnung des Pearson-Korrelationskoeffizienten mit R berechnet.

Ergebnisse

Taxonomie

Insgesamt wurden 18 Chytridien-Stämme isoliert sowie 157 einzelne, infizierte (Wirts-Chytridien) Zellen/Kolonien zwischen 2015-2017 gesammelt. Sequenzen von guter Qualität (single cells) wurden von 31 Proben bestimmt. Dies führte zu einer Referenzbibliothek mit 22 einzigartigen partiellen LSU-Sequenzen, von denen 19 mit 14 Phytoplankton Wirtsarten und 3 mit Pollen assoziiert waren. Alle Sequenzen, die durch Kultivierung oder Einzelzellisolierung gewonnen wurden, gehörten zum Phylum Chytridiomycota, mit Ausnahme von zwei zoosporischen *incertae sedis* Pilzen, die mit den Akineten und vegetativen Zellen von *Dolichospermum* spp. assoziiert waren (Abb. 2).

Die neu beschriebenen Chytridien-Stämme repräsentierten fünf Arten: *Staurastrum oculus* (Rhizophydiales), *Endocoenobium eudorinae* (Polyphagales), *Dangardia mamillata* (*incertae sedis*), *Algomyces stechlinensis* (Lobulomycetales), *Zygophlyctis planktonica* (Zygophlyctidales). Die Stämme *Staurastrum*-CHY4 (Rhizophydiales) und *Pollen*-CHY1 (Rhizophydiales), wurden als bekannte Arten identifiziert *Protrudomyces lateralis* bzw. *Globomyces pollinis-pini*. Bei den übrigen Stämmen handelt es sich um noch nicht beschriebene Taxa. Stamm *Fragilaria*-CHY1 (Lobulomycetales), parasitisch auf der Kieselalge *Fragilaria crotonensis*, zusammen mit den Einzelzellsequenzen von *Fragilaria* aus dem See zeigten eine enge Zugehörigkeit zu *Zygorhizidium affluens*, einem bekannten Parasiten der Kieselalge *Asterionella formosa*. Der auf *Asterionella formosa* parasitierende Stamm AST-CHY1 wurde zusammen mit den Einzelzell-Sequenzen anderer Kieselalgenparasiten in die neue Gruppe RH-1 mit Sequenzen von anderen Diatomeen-Parasiten (Alphamycetaceae und Kappamycetaceae) eingeordnet (Abb. 2).



Maximum Likelihood Tree

- brown** (diatom host)
- dark green** (chlorophyte host)
- light green** (desmid host)
- blue** (cyanobacteria host)
- black** (pollen substrate)

Abb. 2: Maximum-Likelihood-Baum der Pilze unter Verwendung von rRNA-Gensequenzen (18S, 28S). Die Maximalwahrscheinlichkeits-Bootstrap-Werte von 1000 Wiederholungen sind an den Knotenpunkten angegeben. Isolate und Einzelzellsequenzen aus dieser Studie sind fett markiert und entsprechend ihrem Wirt/Substrat farblich kodiert; braun (Kieselalgen), dunkelgrün (Chlorophyten), hellgrün (Desmiden), blau (Cyanobakterien), schwarz (Pollen). Modifiziert nach Van den Wyngaert et al. (2022).

Der Stamm *Fragilaria*-B6 wurde aus einer einzigen infizierten Kieselalgenzelle (*Stephanodiscus* spp.) isoliert, konnte aber im Labor auf seneszenten *Fragilaria*- und *Ulnaria*-Kieselalgen erhalten werden. Seine partielle LSU-Sequenz war identisch mit der Einzelzell-Probe *Stephanodiscus*-MDA04 und bildet zusammen mit zwei nicht kultivierten Klonen aus sauerstoffarmen Meeressedimenten und Reisfeldböden (RH-2), die mit den Halomycetaceae verwandt sind, eine Gruppe innerhalb der Rhizophydiales. Wir identifizierten einen weiteren neuen Klon RH-3 innerhalb der Rhizophydiales, der mit Einzelzell-Sequenzen von Desmid-Parasiten und Saprotrophen auf Pollen eine Gruppe bildet. Das Einzelzellisolat *Staurastrum*-MDAExp11 gehörte zur Gruppe CH-D. Parasiten der Diatomeen *Cyclotella* und *Diatoma* stellen neue Arten innerhalb der Ordnung Zygothryctidales dar (Abb. 2).

Wirts-/Substratspezifität

Stechlinsee

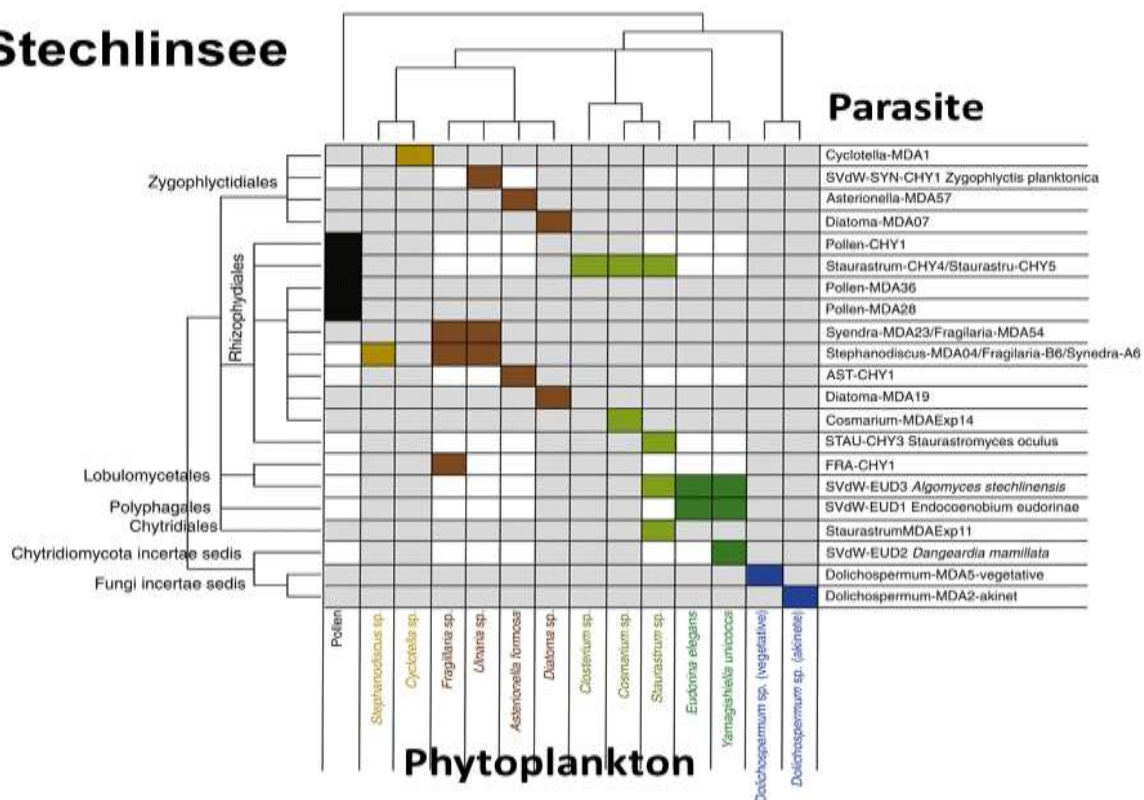


Abb. 3: Wirts-Chytridien-Assoziationsmatrix auf der Grundlage von experimentellen Kreuzinfektionsdaten und *in situ* Daten zum Vorkommen. X-Achse = Substrat (Pollen) und Phytoplanktonwirtsarten, y-Achse = Chytridienstämme und Einzelzellisolate, geclustert entsprechend ihrer taxonomischen Verwandtschaft. Rechtecke zeigen Wirts-/Substrat-Chytridien-Paare, wobei die Farben die Wirts-/Substrat-Taxa bezeichnen (siehe Abb.2). Modifiziert nach Van den Wyngaert et al. (2022).

Fünf Stämme wurden als spezialisierte Parasiten (d.h. sie infizieren nur einen Wirt), zwei Stämme als generalistische Parasiten und drei Stämme als fakultative Parasiten identifiziert (Abb. 3). Der generalistische Parasit *Algomyces stechlinensis* hatte das größte Wirtsspektrum, darunter zwei Mitglieder der Chlorophyta und eine Desmide. Die Desmide *Staurastrum* sp. wies die höchste Diversität an assoziierten Chytridien auf (vier Arten).

Saisonalität

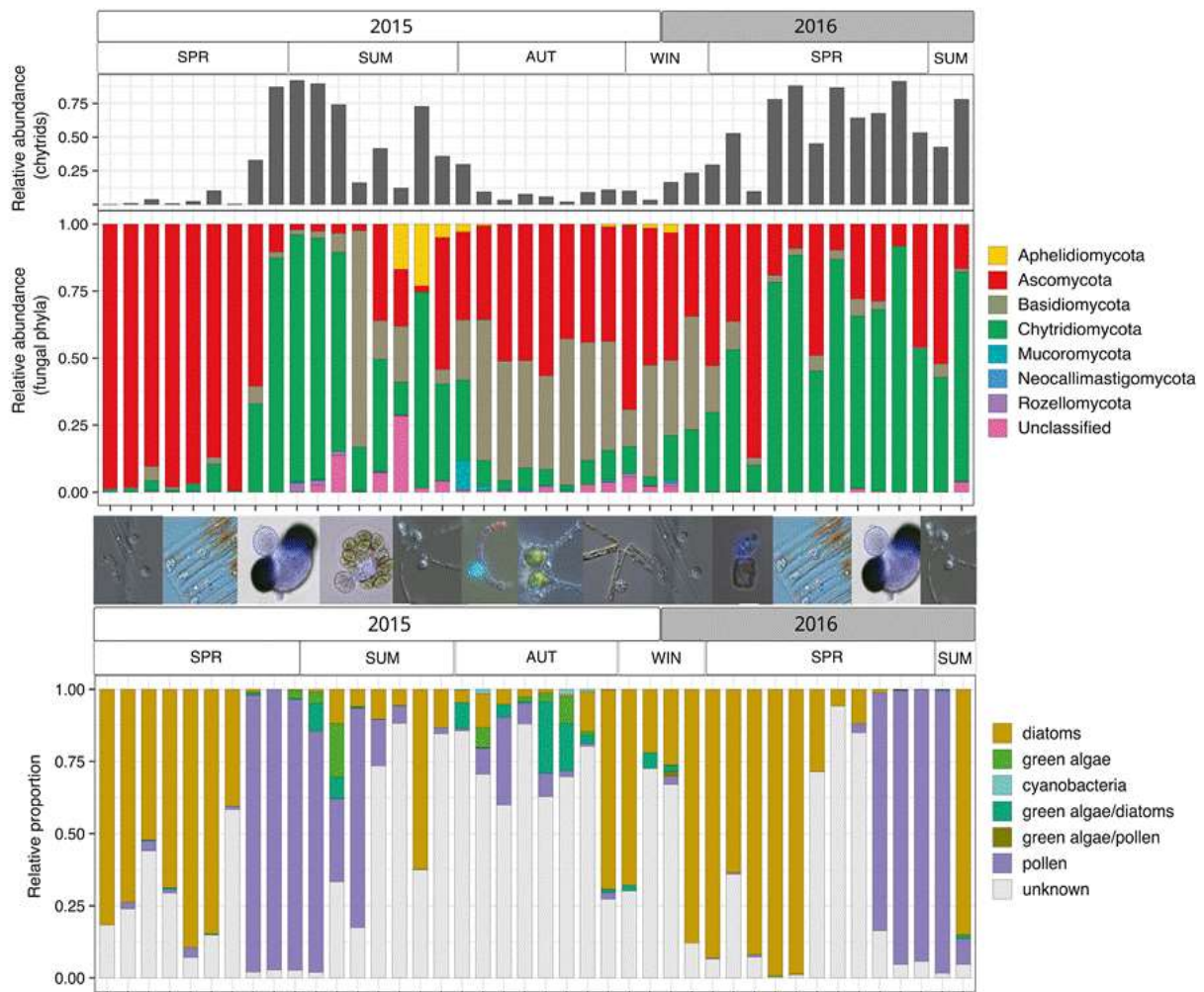


Abb. 4: Saisonale Dynamik der Pilz- und Phytoplanktongemeinschaft im Stechlinsee. Pilze- und Algengruppen sind in Farbe angegeben. SPR=Frühjahr, SUM=Sommer, AUT=Herbst, WIN=Winter

Im zeitigen Frühjahr 2015 wurde die Pilzgemeinschaft von Ascomycota in Verbindung mit der Kieselalgenblüte im Frühjahr dominiert, während Chytridiomycota die Pilzgemeinschaft während der beiden "Pollenregen"-Ereignissen im späten Frühjahr 2015 und 2016 sowie während der Frühjahrsblüte der Kieselalgen im Jahr 2016 dominierten. Im Sommer war die Pilzgemeinschaft vielfältiger, einschließlich der Anwesenheit von Aphelidiomycota und einem höheren Anteil an nicht klassifizierten Pilzen. Pilzgemeinschaften im Herbst und Winter wurden von Ascomycota und Basidiomycota dominiert, während Chytridiomycota ab Januar in ihrer relativen Häufigkeit zunahm (Abb. 4). Die zoosporische Pilzgemeinschaft im Stechlinsee zeigte eine deutliche saisonale Dynamik (PERMANOVA Bray Curtis, $p < 0.001$).

Diskussion

Unsere Studie (Van den Wyngaert et al. 2022) stellt einen einzigartigen Versuch dar, die zoosporische Pilzsequenzvielfalt und die Interaktionen zwischen Konsumenten und Ressourcen in der gemischten, pelagischen Zone des Stechlinsees miteinander zu verbinden. Wir zeigen eine hohe zoosporische Pilzdiversität, die durch Veränderungen des autochthonen und allochthonen verfügbaren Kohlenstoffs bestimmt wird und belegen, dass Phytoplankton-Parasiten und saprotrophe

Pollenabbauer wichtige Bestandteile der zoosporenhaltigen Pilzgemeinschaft sind. Chytrid-Epidemien auf Kieselalgen (einschließlich kleiner fressbarer Arten) treten das ganze Jahr über auf und werden von mehreren Parasitenarten verursacht, die entweder gemeinsam auftreten oder verschiedene zeitliche Nischen besetzen. Die Aufdeckung dieser Dynamik war nur durch die Verknüpfung von gezielten Isolierungsansätzen, Laborinfektionstests, Mikroskopie und Metabarcoding möglich, was uns erlaubt, Umweltsequenzen eine ökologische Funktion zuzuordnen. Wir betonen, dass die erfolgreiche Identifizierung der häufigsten zoosporischen Pilz-ASVs im Stechlinsee weitgehend durch die Sequenzierung von Einzelzellen und Kulturisolaten gelang. Die schnelle Entwicklung von immer preiswerterem Long-Read Metabarcoding sowie (Meta-)Genomik ermöglichen letztendlich die Auswahl einzelner Marker, eine höhere taxonomische Auflösung und führen zu einer geringeren taxonomischen Verzerrung, was die Analyse komplexer Umweltproben erlaubt. Die gezielte Kopplung dieser Sequenzierungstechnologien mit qualitativ hochwertigen Referenzdatenbanken mit umfangreichen Metadaten, wie sie in dieser Studie erzeugt wurden, ermöglicht eine bessere Erforschung der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Chytridien sowie ihrer ökologischen Funktionen in Seen der gemäßigten Zonen weltweit.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Zoosporische Pilze des Stammes Chytridiomycota (Chytridien) dominieren häufig pelagische Pilzgemeinschaften im Süßwasser und den Ozeanen. Ihre Lebensweise reicht von obligaten Parasiten bis zu Saprophyten. Doch die Verknüpfung von Sequenzdaten mit spezifischen ökologischen Merkmalen oder ihrem Wirtsspektrum stellt derzeit eine große Herausforderung dar. Wir haben die 28S rRNA-Amplikon-Sequenzierung mit gezielten Isolierungs- und Sequenzierungsansätzen kombiniert, um neue Erkenntnisse über die Diversität, Ökologie und saisonale Dynamik von Chytridien in einem See der gemäßigten Breiten zu gewinnen. Parasitische Phytoplankton-Chytridien und saprotrophe Pollen-Chytridien-Interaktionen machten den Großteil der zoosporischen Pilzdaten im Stechlinsee aus. Wir zeigen explizit die wiederkehrende Dominanz von parasitären Chytridien während häufiger Kieselalgenblüten und saprotrophen Chytridien während des Pollenregens. Die unterschiedliche zeitliche Dynamik der Diatomeen-spezifischen parasitären Gruppen lässt auf Mechanismen der Koexistenz schließen, die auf Nischendifferenzierung und Konkurrenzstrategien beruhen. Die molekularen und ökologischen Informationen über Chytridien, die in dieser Studie gewonnen wurden, bereichern die weitere Erforschung ihrer räumlichen und zeitlichen Verbreitungsmuster. Um die Möglichkeiten der Umwelt-Sequenzierung für weltweite Studien zur Ökologie und Evolution von Chytridien voll auszuschöpfen, besteht die Notwendigkeit, die derzeitigen Bemühungen zur Isolierung von Chytridien zu intensivieren und taxonomische sowie autökologische Daten in Langzeitstudien und Experimente zu integrieren.

Danksagung

Diese Arbeit wurde durch das IGB-Postdoc-Stipendium und die Deutsche Forschungsgemeinschaft Deutsche Forschungsgemeinschaft Projekt WY175/1-1 an SVdW, WU 890/2-1 an CW, AG 284/1-1 an RA und GR1540/30-1 an HPG sowie das Leibniz SAW Projekt "MycosLink" (SAW-2014-IGB) ermöglicht. MK wurde von JSPS KAKENHI (15KK0026, 16H02943, 19H05667) unterstützt. Wir danken Maria Belyaeva, Erik Sperfeld, Maren Lentz und Susanne Stephan für ihre Unterstützung bei der Probenahme vor Ort. Anusuya Willis danken wir für ihre Unterstützung bei der Metagenom-Sequenzierung von einzelligen Dolichospermum-MDA2-Akineten.

Literatur

- Grossart H-P, Van den Wyngaert S, Kagami M, Wurzbacher C, Cunliffe M, Rojas-Jimenez K. (2019): Fungi in aquatic ecosystems. *Nat. Rev. Microbiol.*: 17:339–54.
- Ishida S, Nozaki D, Grossart H-P, Kagami M. (2015): Novel basal, fungal lineages from freshwater phytoplankton and lake samples. *Environ. Microbiol. Rep.*: 7:435–41.
- James TY, Kauff F, Schoch CL, Matheny PB, Hofstetter V, Cox CJ, et al. (2006): Reconstructing the early evolution of Fungi using a six-gene phylogeny. *Nature*: 443:818–22.
- Kagami M, Seto K, Nozaki D, Nakamura T, Wakana H, Wurzbacher C. (2021): Single dominant diatom can host diverse parasitic fungi with different degree of host specificity. *Limnol. Oceanogr.*: 66:667–77.
- Letcher PM, Powell MJ, Churchill PF, Chambers JG. (2006): Ultrastructural and molecular phylogenetic delineation of a new order, the Rhizophydiales (Chytridiomycota). *Mycol. Res.*: 110:898–15.
- Sparrow F. *Aquatic phycomycetes*. 2nd ed. Ann Arbor: University of Michigan Press; 1960.
- Van den Wyngaert S, Rojas-Jimenez K, Seto K, Kagami M, Grossart H-P. (2018): Diversity and hidden host specificity of chytrids infecting colonial volvocacean algae. *J. Eukaryot. Microbiol.*: 65:870–81.
- Van den Wyngaert S, Ganzert L, Seto K, Rojas-Jimenez K, Agha R, Berger SA, Woodhouse J, Padisak J, Wurzbacher C, Kagami M, Grossart H-P. (2022): Seasonality of parasitic and saprotrophic zoosporic fungi: linking sequence data to ecological traits. *ISMEJ*: 16:2242–2254

Influence of lateral connectivity on floodplain vegetation along the Elbe River

Christian Hecht¹, Daniel Hering², Peter Horchler³, Mandy Hoyer³, Kathrin Januschke², Ute Susanne Kaden¹, Georg Rieland¹, Andrea Rumm⁴, Franziska Struller², Arnd Weber³ & Mathias Scholz¹

¹Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Permoser Straße 15, 04318 Leipzig, christian.hecht@ufz.de;

²Universität Duisburg-Essen, Universitätsstraße 5, 45141 Essen; ³Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1,

56068 Koblenz; ⁴ÖKON - Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH, RaffasträÙe 40, 93142 Maxhütte-Haidhof

Keywords: lateral connectivity, riverbed incision, biodiversity, floodplain vegetation, traits

Riverbed incision (erosion) from anthropogenic impacts disturbs the natural lateral connectivity of the river floodplain, reducing natural flooded areas and thus leading to a loss of typical floodplain vegetation. The way in which differential lateral connectivity affects plant communities and phytodiversity is however still poorly understood. Therefore, the influence of connectivity on plant species composition was investigated in four study areas (each with 20 survey plots) along the river Elbe within the project “ElBiota - Lateral connectivity and biodiversity of the Elbe floodplains”. Two of the study areas (Elsnig and Bösewig on the upper middle Elbe) are largely disconnected from the Elbe (area with strong riverbed incision/erosion). Two other study areas (Schönberg Deich and Jasebeck) on the lower middle Elbe still show relatively good lateral connectivity of floodplain and river (area without riverbed incision/erosion). A large number of plot-specific environmental variables were recorded or modelled and finally multivariate statistical analyses were performed to determine which variables were best associated with plant community differentiation.

During two field campaigns in 2020 and 2021, a total number of 239 species were identified, which are predominantly found in open landscapes. Lower total species counts were found for the study areas with erosion (183) compared to those study areas without erosion (198). The study areas with erosion were also characterized by significantly lower species numbers per plot (Species Richness_{Mean} = 15,8) and diversity values (Simpson-Index_{Mean} = 0,74) compared to those study areas without erosion (Species Richness_{Mean} = 19,3; Simpson-Index_{Mean} = 0,81). Hydrological parameters (e.g., flood duration, elevation above mean water level) correlated most strongly with the species composition differentiation in the overall dataset, before soil particle size distribution and soil nutrients. This was reflected in the vegetation types found by cluster analysis, the biological-ecological traits and plant indicator species. Thus, the vegetation records were ordered along the hydrological gradient in a PCoA-Ordination (Principal Coordinate Analysis). Concurrently however, plant species composition differed between the areas with and without erosion, especially when considering the respective habitat classes (dry, wet and bank/riparian, Fig. 1).

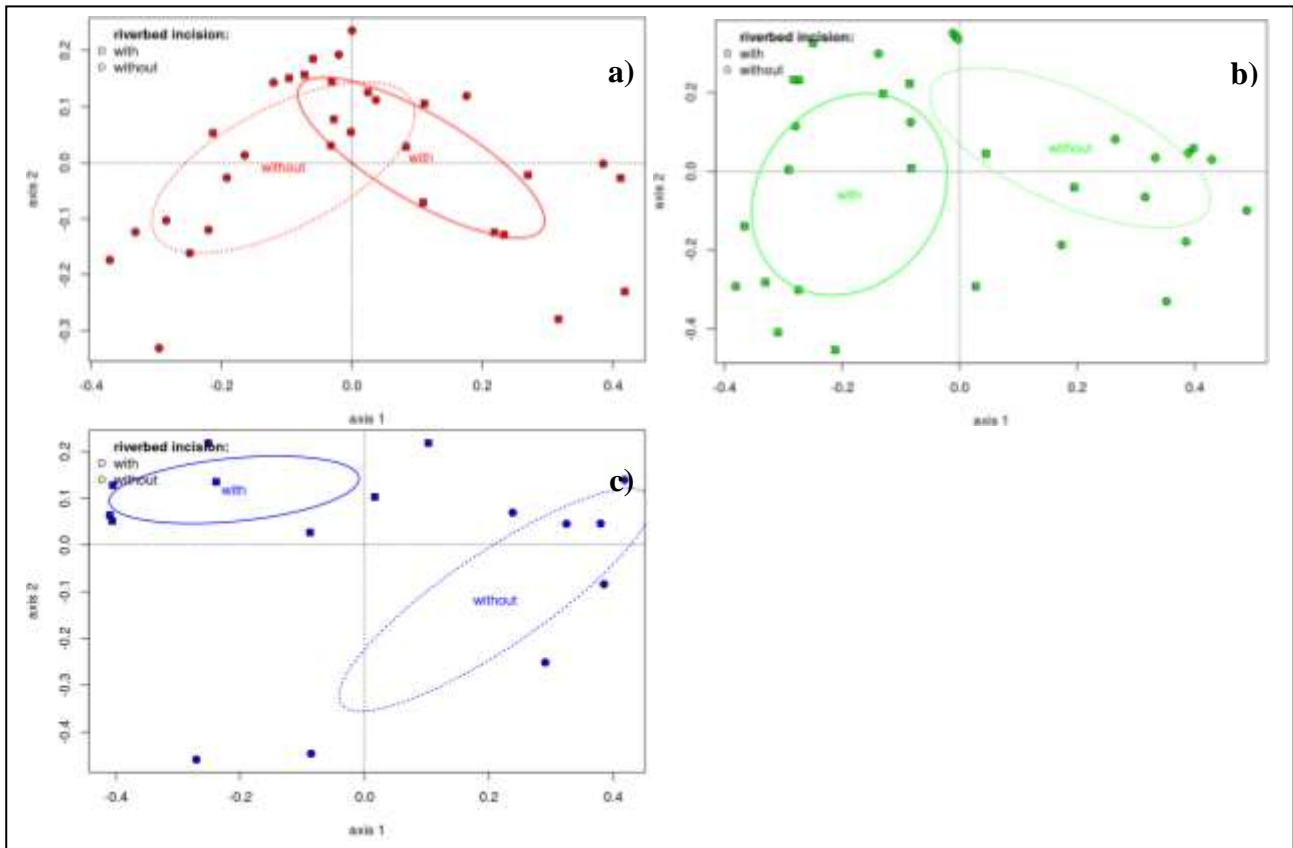


Fig. 1: Results of PCoA (Principal Coordinate Analysis) for vascular plants for each habitat class (a - dry, b - wet, c - riparian/bank) for the two areas; symbols: with riverbed incision/erosion (with) - rectangle, without riverbed incision/erosion (without) - circle; ellipses: with - continuous and without - dashed.

These variations were associated with differences in the lateral river-floodplain connectivity between the areas. For the dry habitat class plots, the 2021 indicator analysis found that the area with erosion contained more indicator species, signalling greater nutrient-richness of sites. The area without erosion was instead characterized more by species typical of nutrient-poor and sandy sites. Indicator species of sites with a strong variation of moisture (e.g., *Carex hirta*, *Rumex thyrsoiflorus*, *Carex praecox*) with partly hydrochorous dispersal strategy also occurred for the dry class in the area without erosion, but not in the area with erosion. For the wet class plots, the indicator species recorded in the area with erosion were characterized by aquatic plants (e.g., *Glyceria maxima*, *Lemna minor*), which are frequently found in calm or slow-moving waters. Furthermore, no species were found with indicator analysis that could be associated with varying moisture or flow-intensive flooding. By contrast, the indicator species with high statistical values found in the area without erosion were not aquatic plants in the wet class. The floodplain stinging nettle (*Urtica subinermis*) was a characteristic species here, indicating a closer link with the alternating flooding regime. Moreover, characteristic species for inundation such as *Poa palustris*, *Myosurus minimus* and *Galium palustre* were found to be significant indicator species for the wet class in the area without erosion. The plots of the river bank class were generally characterized by many pioneer species (e.g., *Corrigiola litoralis*, *Polygonum aviculare* agg.) or flood lawn species (e.g., *Rorippa sylvestris*). For the area with erosion, there were more perennial indicator species in this class, whereas for the area without erosion in the riparian habitats, the species with the highest indicator values were annuals (e.g., *Pulicaria vulgaris*, *Artemisia annua*, *Eragrostis albensis*, *Portulaca oleracea* agg.). For the area without erosion, not only were more exclusive species found for the wet class, but also more overlapping species for wet

and dry classes, and wet and riparian classes. The wet habitat class in the area without erosion could act as some kind of interface, contributing to the connectivity of species communities between habitats. Moreover, the lack of common inundation species with hydrochorous dispersal across all classes indicates poorer floodplain connectivity and dispersal barriers in the study areas with erosion. Hence, habitats in the study areas without erosion appear to be more interconnected and the transition between them is smooth, while those with erosion are more clearly delineated. When considering selected traits and indicator characteristics that can be associated with natural disturbance due to lateral river-floodplain connectivity, species for water level fluctuation, therophytes, R-strategists, CR-strategists as well as most of the **BioAu**¹-Indicators of the floodplain section typ at the Middle Elbe River were less abundant in the wet plots of the study areas with riverbed erosion.

This study indicates that disturbed lateral connectivity can affect typical floodplain vegetation. To support the successful establishment or the regeneration of species and habitats typical for natural floodplains, the improvement of lateral river-floodplain connectivity should be given greater consideration in river management and restoration projects.

¹ **BioAu** – Biozönotische Auenzustandsbewertung. Applied Indicators for vascular plants, for further information please look at Januschke, K., Hering, D., Stammel, B., Brunzel, S., Scholz, M., Rumm, A., Sattler, J., Foeckler, F., Fischer-Bedtke, C., Makiej, A., Ehlert, T. (2021): Biozönotische Auenzustandsbewertung zur Erfolgskontrolle Auenmagazin (20), 20 – 28.

DECIDE – Entwicklung und Evaluierung eines ökotoxikologischen, wasserrahmenrichtlinienkonformen Bewertungssystems für Fließgewässer

Sebastian Heß^{1,2}, Thomas Bing³, Peter Ebke³, Delia Hof⁴, Matthias Oetken⁴ & Andrea Sundermann^{1,2}

¹ Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Sektion Flussökosystem-Management, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen, ² Goethe-Universität Frankfurt, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität, Max-von-Laue-Str. 13, 60438 Frankfurt am Main, ³ MESOCOSM GmbH – Institut für Gewässerschutz, Neu-Ulrichstein 5, 35315 Homberg (Ohm), ⁴ Goethe-Universität Frankfurt, Abteilung Aquatische Ökotoxikologie, Max-von-Laue-Str. 13, 60438 Frankfurt am Main

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), Effektbasierte Methoden, Schadstoffe, benthische Invertebraten

Einleitung

Weniger als 10% der deutschen Oberflächengewässer erfüllen derzeit den nach europäischer Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) geforderten guten ökologischen Zustand (BMUV/UBA 2022). Ursächlich für das Verfehlen der Ziele sind unter anderem anthropogene Eingriffe in die Hydromorphologie, z.B. durch Wasserentnahmen und morphologische Degradation, aber auch eine stoffliche Belastung aus Punktquellen (z.B. kommunale und industrielle Kläranlagen) und diffusen Einträgen, beispielsweise aus der Landwirtschaft (BMUV/UBA 2022). Die Kenntnis der wichtigsten Ursachen für einen defizitären Zustand ist die Voraussetzung für die Umsetzung effektiver Maßnahmen an einem Gewässer. Defizitäre Strukturen und eine Nährstoffbelastung können dabei vergleichsweise gut mit Hilfe einer Gewässerstrukturgütekartierung und dem Abgleich gemessener Nährstoffkonzentrationen mit Orientierungswerten (LAWA-AO 2015) erfasst werden. Anders verhält es sich jedoch bei der Abschätzung der Bedeutung von Schadstoffen für das Verfehlen des guten ökologischen Zustands. Derzeit berücksichtigen die chemisch-analytischen Messprogramme eine Auswahl an Prioritären Stoffen (2013/39/EU) und flussgebietspezifischen Schadstoffen (OGewV, 2011), deren Umweltkonzentrationen mit Umweltqualitätsnormen (UQNs) verglichen werden. Routinemäßig werden dabei im Vergleich zu den bis zu 70.000 Verbindungen, die in der EU im täglichen Gebrauch sind (EINECS, European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances), nur vergleichsweise wenige Substanzen erfasst. Aufgrund der Vielzahl der im Gewässer vorkommenden Schadstoffe, ist die Abschätzung einer möglichen Belastung durch das Messen all dieser Schadstoffe in der Praxis kaum möglich und würde zudem keine Aussagen über die Kombinationswirkungen des komplexen Cocktails erlauben. Einen Lösungsbeitrag hierfür soll das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderte Projekt DECIDE (AZ 35663/01) liefern, indem ein ökotoxikologisches Bewertungssystem zur Abschätzung der Bedeutung einer stofflichen Belastung für Fließgewässer entwickelt wird. Konkret wird ein umfassendes Spektrum an effektbasierten Methoden (Biotestes im Freiland und im Labor) auf ihre Aussagekraft und Praxistauglichkeit hin überprüft. Im Verlauf des ersten Projektjahres erfolgte eine ökotoxikologische Bewertung des Gersprenz-Einzugsgebietes (EZG) in Südhessen. Im Folgenden werden das Projekt

und erste Ergebnisse anhand ausgewählter Probestellen vorgestellt.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet (EZG) der Gersprenz befindet sich in Hessen, südöstlich von Frankfurt am Main und umfasst ca. 515 km². Durch die hohe Besiedlungsdichte, aber auch durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung ist sowohl von einer erheblichen stofflichen Belastung als auch von einer starken strukturellen Veränderung der Fließgewässer im Gersprenz-EZG auszugehen. Im Rahmen des DECIDE-Projekts wurden 15 Probestellen im EZG der Gersprenz untersucht. Die Ergebnisse von zwei dieser Probestellen (G*10, G*11) sollen hier vorgestellt werden. Die Probestelle G*10 liegt im Pferdsbach oberhalb von Groß-Umstadt. Die zweite Probestelle G*11 befindet sich im Ohlebach unterhalb von Groß-Umstadt kurz nach einer Kläranlage.

Die Untersuchungen

An allen Probestellen wurden umfassende Untersuchungen zur Ökologie, Gewässerstruktur, Ökotoxikologie und Gewässerchemie durchgeführt. Dabei wurde der ökologische Zustand der Probestellen von der Bewertung des Makrozoobenthos nach nationalem Standard abgeleitet (Meier et al. 2006). Die Aufnahme und Bewertung der Gewässerstruktur erfolgte nach der Kartieranleitung des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen für die kleinen bis großen Fließgewässer (LANUV NRW 2018). Für die ökotoxikologischen Untersuchungen wurde eine Kombination aus *in-vivo*- und *in-vitro*-Versuchen im Freiland und im Labor durchgeführt. Auf *in-vivo*-Ebene wurden dazu im Frühjahr 2021 die Stellvertreterorganismen *Potamopyrgus antipodarum* und *Gammarus fossarum* für 4 Wochen im Freiland (aktives Monitoring) und einem kombinierten Sediment-Wasser im Labor exponiert (Brettschneider et al. 2019). Des Weiteren wurden extrahierte Wasserproben im Labor auf ihr ökotoxikologisches Wirkpotential überprüft. Die Detektion von endokrinen und dioxinähnlichem Wirkpotential erfolgte mittels rekombinanter Hefereportergergen-Assays (YES: yeast estrogen screen YAES: yeast anti-estrogen screen, YDS: yeast dioxin screen) mit *Saccharomyces cerevisiae* (Giebner et al., 2018). Eine mögliche Gentoxizität wurde anhand des Ames-Fluktuationstest mit dem Stamm YG1041 von *Salmonella typhimurium* (ISO 11350, Hagiwara et al., 1993) ermittelt und die Basistoxizität mit *Aliivibrio fischeri* im Mikrotox-Assay (Tang et al. 2013) bestimmt. Die Basistoxizität und Gentoxizität wurden zusätzlich auch für extrahierte Sedimentproben ermittelt. Parallel zum aktiven Monitoring im Freiland wurden allgemein chemisch-physikalische Parameter (ACP) wie Sauerstoff, Leitfähigkeit und verschiedene Nährstoffe an allen Probestellen gemessen. Zusätzlich konnte teilweise auf Chemiedaten des Hessischen Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (HLNUG) zurückgegriffen werden.

Um die Hauptursachen für das Verfehlen des guten ökologischen Zustands erfassen zu können, wurden alle Ergebnisse in ein 5-stufiges Bewertungssystem überführt, das sich an den fünf ökologischen Zustandsklassen orientiert. Für die Gewässerstruktur wurde eine entsprechende Klasseneinteilung in der Kartieranleitung des LANUV entnommen (LANUV NRW 2018). Die ACP und Chemiedaten des HLNUG wurden nach dem „worst-case“-Prinzip mit 2 (keine Grenzwertüberschreitungen bzw. guter chemischer Zustand) oder 3 bewertet (min. eine Grenzwertüberschreitung). Für die Ökotoxikologie erfolgte die Ermittlung und Einteilung in Klassengrenzen nach Brettschneider et al. (2019). Dabei wurden die Ergebnisse des YES und YAES beziehungsweise der beiden *in-vivo*-Testorganismen nach dem „worst-case“-Prinzip aggregiert.

Erste Ergebnisse

Im Folgenden sind die ermittelten Zustandsklassen (ZK) der zwei Probestellen dargestellt, um einen Überblick über die Relevanz der untersuchten Stressoren zu ermöglichen (Abb. 4). An der ersten Probestelle G*10 wurde ein mäßiger ökologische Zustand (ZK 3) vorgefunden (Abb. 4A). Die Gewässerstruktur war vollständig verändert (ZK 5). Die allgemeinen chemisch-physikalische Parameter und Nährstoffe überschritten jeweils Orientierungswerte (ZK 3). Basierend auf den HLNUG-Daten wurde keine Überschreitung von UQNs gefunden und somit ein guter chemischer Zustand abgeleitet (ZK 2). Das aktive Monitoring zeigte erhebliche Effekte auf die Modellorganismen (ZK 4), während die parallel durchgeführten Laborversuche keine Effekte zeigten (ZK 2). Dies spiegelte sich in den in-vitro-Versuchen mit den Wasserproben wider, bei der auch keine toxischen Effekte gefunden wurden (ZK 1-2). Die Sedimentextrakte zeigten jedoch eine starke Basistoxizität (ZK 5). Insgesamt scheinen an dieser Probestelle die Gewässerstruktur und ACP-Parameter inklusive Nährstoffe relevante Stressoren zu sein. Eine Belastung durch Schadstoffe scheint weniger relevant zu sein. Die Ergebnisse weiterer in-vitro-Tests mit Sedimentextrakten und eine chemische Analyse der Sedimente müssen jedoch herangezogen werden, um eine mögliche Sedimenttoxizität an dieser Probestelle ausschließen zu können.

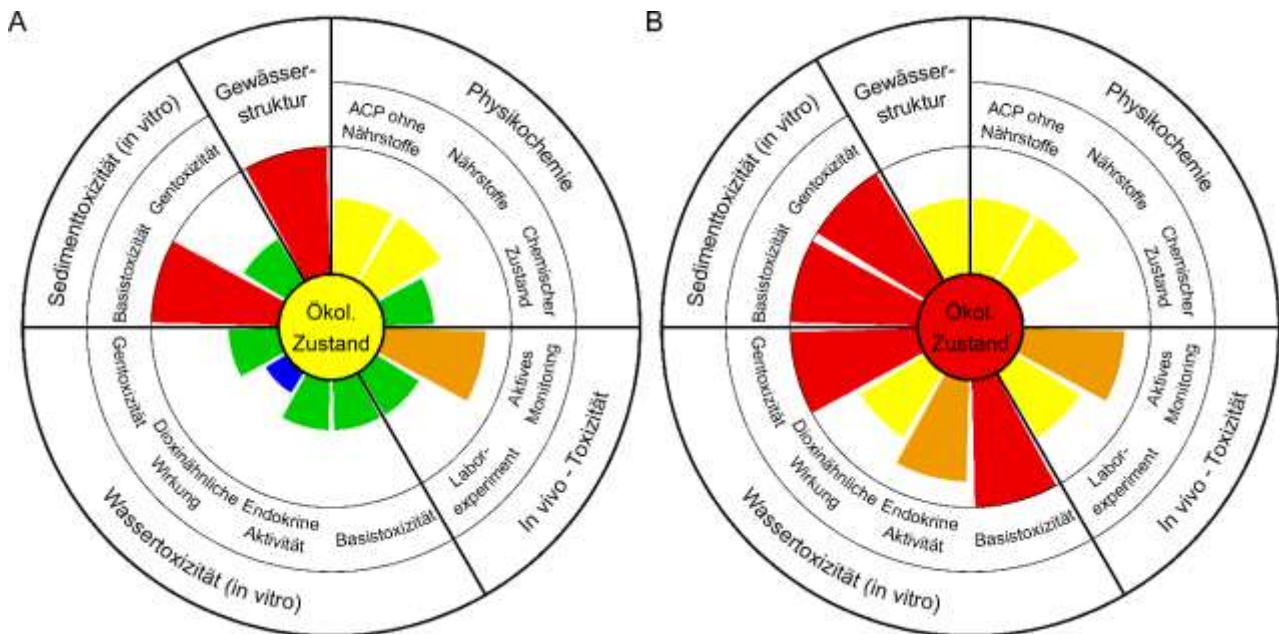


Abb. 4: Erste Bewertungsergebnisse des ökologischen Zustands (Mitte) und der möglichen Stressoren (Gewässerstruktur, Physikochemie und Ökotoxikologie) an den Probestellen G*10 (A) und G*11 (B). Alle Ergebnisse sind in einem 5-stufigen Zustandsklassensystem von 1 (blau – sehr gut) bis 5 (rot – schlecht) dargestellt.

An der zweiten Probestelle G*11 wurde der ökologische Zustand mit schlecht bewertet (ZK 5) (Abb. 4B). Die Struktur war mäßig verändert (ZK 3). Die ACP und Nährstoffe überschritten erneut die Orientierungswerte (ZK 3). Daten des HLNUG für den chemischen Zustand lagen für diese Probestelle nicht vor, sodass eine Ableitung des chemischen Zustands nicht möglich war. Die in-vivo-Versuche im Freiland und im Labor zeigten deutliche Effekte auf die Modellorganismen (ZK 4-5). Die in-vitro-Versuche zeigten ebenfalls erhebliche ökotoxikologische Effekte sowohl in den Wasserproben (ZK 3-5) und in den Sedimenten (ZK5). Insgesamt wird an dieser Probestelle der Einfluss der oberhalbbliegenden Kläranlage deutlich. Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoff- und Schadstoffeinträge scheinen daher besonders relevant.

Fazit und Ausblick

Die dargestellten Ergebnisse sind Zwischenergebnisse und sollen vorab einen ersten Eindruck für das geplante Bewertungssystem vermitteln. Das ökotoxikologische Bewertungssystem soll als mögliches Screening-Tool auf eine stoffliche Belastung und Mischungstoxizität oder als Identifizierungshilfe relevanter Stoffgruppen in Ergänzung zu den bisherigen Modulen der WRRL Anwendung finden. Im weiteren Projektverlauf sind Untersuchungen an 15 weiteren Probestellen, eine chemische Analytik der Wasser- und Sedimentproben und die Erprobung weiterer Testverfahren zur Phytotoxizität, Neurotoxizität und endokrinen Aktivität geplant. Darüber hinaus werden alle eingesetzten Testsysteme hinsichtlich ihrer Aussagekraft und Durchführbarkeit für die Zusammenstellung einer umsetzbaren Testpalette evaluiert und die Berechnung der ökotoxikologischen Zustandsklasse weiter angepasst.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die Förderung des DECIDE-Projekts (Förderkennzeichen AZ 35663/01) und dem Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) für die Bereitstellung der Chemiedaten.

Literatur

- BMUV/UBA (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. Bonn, Dessau.
- Brettschneider, D.J., Misovic, A., Schulte-Oehlmann, U., Oetken, M., Oehlmann, J. (2019): Detection of chemically induced ecotoxicological effects in rivers of the Nidda catchment (Hessen, Germany) and development of an ecotoxicological, Water Framework Directive-compliant assessment system. *Environmental Sciences Europe* 31 (1).
- Giebner, S., Ostermann, S., Straskraba, S., Oetken, M., Oehlmann, J., Wagner, M. (2018): Effectivity of advanced wastewater treatment: reduction of in vitro endocrine activity and mutagenicity but not of in vivo reproductive toxicity. *Environmental science and pollution research international* 25 (5).
- Hagiwara, Y., Watanabe M., Oda Y., Sofuni, T., Nohmi, T. (1993): Specificity and sensitivity of *Salmonella typhimurium* YG1041 and YG1042 strains possessing elevated levels of both nitroreductase and acetyltransferase activity. *Mutation Reserach* 291.
- LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Hrsg.) (2018): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung für kleine bis große Fließgewässer. LANUV-Arbeitsblatt 18. 2. überarbeitete Auflage.
- LAWA-AO (2015): RaKon Teil B Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL.
- Meier, C., Haase, P., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung – Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- OgewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung–OGewV). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil I Nr. 37, ausgegeben zu Bonn am 25. Juli 2011.
- Tang, J.Y.M., McCarty, S., Glenn, E., Neale, P.A., Warne, M.S., Escher, B.I. (2013): Mixture effects of organic micropollutants present in water: Towards the development of effect-based water quality trigger values for baseline toxicity. *Water Research* 47.

Neue Herausforderungen durch die Energiewende für den Gewässerschutz in Deutschland – Gewässerthermie und schwimmende Photovoltaik

Dieter Leßmann

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Gewässerökologie,
PF 101344, 03013 Cottbus; lessmann@b-tu.de

Keywords: Seen, Fließgewässer, Gewässerthermie, Floating PV, Ökologie

Einleitung

Durch die Beschleunigung der Energiewende in Deutschland hin zu einer verstärkten Nutzung regenerativer Energien ist der Druck zur Einbeziehung der Potentiale, die Gewässer hierbei bieten können, sprunghaft gestiegen. Im Mittelpunkt stehen dabei die thermische Nutzung von Gewässern sowohl zur Wärmeengewinnung als auch zu Kühlzwecken sowie die Nutzung von Wasserflächen zur Stromerzeugung durch den Einsatz schwimmender Solaranlagen. Eine wesentliche Voraussetzung für die Genehmigungsfähigkeit der Anlagen ist deren gewässerökologische Verträglichkeit gemäß der aktuell gültigen, durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Rechtslage, die keine Verschlechterung des ökologischen Zustands durch die geplanten Nutzungen erlaubt (EU-WRRL 2000).

Während in Deutschland bisher nur wenige Erfahrungen mit beiden Formen der regenerativen Energiegewinnung aus bzw. auf Gewässern vorliegen (zur Gewässerthermie s. Kammer 2016), ist die thermische Gewässernutzung in der Schweiz bereits relativ weit verbreitet (Gaudard et al. 2018). Schwimmende Solaranlagen sind neben südostasiatischen Ländern insbesondere in den Niederlanden seit einigen Jahren in steigendem Umfang im Einsatz.

Im vorliegenden Artikel soll ein Überblick über die Rahmenbedingungen und den derzeitigen Kenntnisstand der thermischen Nutzung von Gewässern und der Nutzung von Gewässern für die Stromerzeugung durch die Installation schwimmender Photovoltaikanlagen (FPV) unter dem Aspekt des Gewässerschutzes gegeben werden.

Rechtliche Rahmenbedingungen

Gewässerthermie

Die Installation und der Betrieb von Anlagen, die die Gewässertemperatur verändern, stellen eine Gewässernutzung dar, für die eine wasserrechtliche Erlaubnis nach dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2023) im Rahmen eines wasserrechtlichen Erlaubnisverfahrens erforderlich ist, das in der Regel von der unteren Wasserbehörde unter Einbeziehung der unteren Naturschutzbehörde durchgeführt wird.

In der EU-WRRL (2000) wird die Temperatur als eine physikalisch-chemische Qualitätskomponente benannt. So ist der gute Zustand von Gewässern nur gegeben, wenn „*die Werte für die Temperatur, ... nicht über den Bereich hinaus(gehen), innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems ... für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet*“ ist. Die Anforderungen der EU-WRRL haben dementsprechend Eingang in die Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) gefunden.

Während die OGewV für Fließgewässer hinsichtlich Temperaturveränderungen und der maximal zulässigen Temperatur Anforderungen an den durch die Gewässernutzung nicht zu beeinträchtigenden sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand und das höchste bzw. gute ökologische Potenzial vorgibt, werden für Seen keine entsprechenden Vorgaben gemacht. Für Fließgewässer beträgt die maximal zulässige Temperaturerhöhung in Abhängigkeit vom Gewässertyp und der Fischgemeinschaft zwischen 0 K im Sommer bzw. ≤ 1 K bis ≤ 3 K im Winter für den sehr guten ökologischen Zustand und zwischen ≤ 1 K bis ≤ 3 K über das gesamte Jahr für den guten ökologischen Zustand (OGewV 2016). Verminderungen der Temperatur werden nicht berücksichtigt.

Für die thermische Nutzung von Seewasser liegt für den Bodensee eine Richtlinie vor, die den zuständigen Genehmigungsbehörden einen Leitfaden an die Hand gibt (IGKB 2018). Die Bodensee-Richtlinien erlauben die thermische Seewassernutzung, wenn sichergestellt ist, dass weder im See als Ganzes noch lokal Lebensgemeinschaften beeinträchtigt werden, was mit den Bestimmungen der EU-WRRL (2000) und der OGewV (2016) konformgeht. Vorgaben sind u.a., dass die maximale Änderung der Temperatur im Bereich der Rückleitstelle außerhalb einer Mischungszone von 20 x 20 m horizontaler und 10 m vertikaler Ausdehnung unter 1 K bleibt. Die Wasserentnahme soll in einer Tiefe zwischen 0 und 40 m erfolgen. Die Rückleittiefe ist so zu wählen, dass die Einschichtung in einem Bereich zwischen 20 und 40 m Wassertiefe erfolgt (IGKB 2018).

Floating PV

Für die Errichtung von FPV-Anlagen liegen mit der Ergänzung des Wasserhaushaltgesetzes seit Anfang 2023 gesetzliche Grundlagen für eine Genehmigungsfähigkeit der Anlagen vor (WHG 2023). So wurde in §36 neu aufgenommen: „(3) *Eine Solaranlage darf nicht errichtet und betrieben werden 1. in und über einem oberirdischen Gewässer, das kein künstliches oder erheblich verändertes Gewässer ist, und 2. in und über einem künstlichen oder erheblich veränderten Gewässer, wenn ausgehend von der Linie des Mittelwasserstandes a) die Anlage mehr als 15 Prozent der Gewässerfläche bedeckt oder b) der Abstand zum Ufer weniger als 40 Meter beträgt.*“ Damit dürfen FPV-Anlagen ausschließlich auf als künstlich ausgewiesenen Gewässern unter Einhaltung ergänzender Beschränkungen hinsichtlich des Gewässerbedeckungsgrades sowie des Uferabstands errichtet werden. Wie bei gewässerthermischen Anlagen sind darüber hinaus die Vorgaben der EU-WRRL (2000) und ihre Umsetzungen in den nationalen Rechtsvorschriften zu beachten.

Gewässerökologische Aspekte

Gewässerthermie

Konventionelle Wärmepumpen, die Oberflächengewässer als Energiequelle nutzen, kühlen das dem Gewässer entnommene Wasser im Wärmetauscher des Primärkreislaufs um etwa 2 bis 4 K ab. Damit ist für diese Anlagen eine Mindesttemperatur des Wassers von ca. 4 °C notwendig, damit es zu keiner Vereisung der Anlage kommt. Ein ganzjähriger Anlagenbetrieb wird durch neuere Entwicklungen wie Vakuum-Flüssigeisergezeuger ermöglicht, die auch die latente Wärme des Wassers beim Phasenübergang nutzen können (ILK Dresden o.J.).

Die Temperatur hat weitreichende Bedeutung nicht nur für in Gewässern ablaufende biochemische Prozesse und die Besiedlung durch Organismen, sondern auch für die limnophysikalischen Eigenschaften des Wasserkörpers (Gaudard et al. 2018, 2019). Ökologische Anforderungen an die thermische Nutzung von Gewässern, insbesondere Seen, müssen daher folgende Punkte beinhalten:

- Keine physiologisch wirksame Veränderung der Wassertemperaturen mit in der Folge Änderungen von Artenzusammensetzung, Dominanzstrukturen, Biomasse.
- Keine nachteilige Beeinflussung des Sauerstoffhaushalts und der Nährstoffkreisläufe aufgrund veränderter Primärproduktion und mikrobieller Aktivität.
- Keine Veränderung des natürlichen Durchmischungsverhaltens von Seen, insbesondere hinsichtlich der Einstellung der sommerlichen Schichtung in Bezug auf Tiefenlage der Thermokline und Dauer der Stagnationsperiode (Stabilität der sommerlichen Schichtung des Wasserkörpers, Volumen des Hypolimnions, Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt).
- Keine Veränderung, insbesondere Verlängerung der Dauer der Eisbedeckung von Seen im Winter (Dauer der Winterstagnation, Sauerstoffhaushalt des Sees).
- Keine mechanische Schädigung von Wirbeltieren (insbes. Fische) durch Pumpenbetrieb.

Für den Schutz von Fischpopulationen in Fließgewässern liegen Empfehlungen für maximal tolerierbare Temperaturveränderungen durch Gewässernutzungen vor. Abhängig von der Fischregion und der Jahreszeit lassen Temperaturveränderungen zwischen 1 und 3 K erwarten, dass keine negativen Auswirkungen auf Fische zu verzeichnen sind (van Treeck & Wolter 2021).

Limnophysikalische Modellierungen ermöglichen es, seespezifisch optimale Varianten der Entnahme und Rückleitung von Wasser zu ermitteln, durch die es zu nur minimalen Veränderungen der Temperaturverteilung im Wasserkörper kommt und auch die Sauerstoffverteilung in Seen nicht nachteilig verändert wird. Dadurch kann sichergestellt werden, dass in tiefen Seen eine ausreichende Stabilität der Thermokline während Schichtungsperioden bestehen bleibt. Ebenso ist ein Transport von Nährstoffen aus dem Tiefenwasserkörper in die oberflächennahen Wasserschichten während der Vegetationsperiode zu verhindern. Insbesondere im Hinblick auf den Sauerstoffhaushalt kann zudem eine Verlängerung der Dauer der Eisbedeckung von Bedeutung sein. Auch dies lässt sich mit limnophysikalischen Modellen seespezifisch betrachten (Gaudard & Schmid 2017, Gaudard et al. 2019). Entsprechend konnten für Seen, wie z.B. dem Zwenkauer See bei Leipzig, Studien erstellt werden, die die thermische Nutzung von Seewasser nicht nur unter technischen, juristischen und ökonomischen Gesichtspunkten, sondern auch hinsichtlich gewässerökologischer Anforderungen betrachten (Böttger et al. 2022).

Floating PV

Eine Potentialanalyse des Fraunhofer ISE sieht für künstliche Gewässer in Deutschland ein technisches Potential für FPV-Anlagen von 44 GWp (Fraunhofer ISE 2021). Von besonderem Interesse sind dabei große Tagebauseen, für die sich ein wirtschaftlich erschließbares Potential von rund 2,7 GWp ergibt (Fraunhofer ISE 2020). Als erheblich eingeschätzt wird auch das FPV-Nutzungspotential auf Bagger- bzw. Kiesseen.

Als Vorteile der Nutzung künstlicher Wasserflächen wird neben der größeren Moduleffizienz aufgrund des Kühleffekts des Wassers deren hohe Verfügbarkeit ohne konkurrierende Nutzungen gesehen. Zudem werden von Befürwortern schwimmender Solaranlagen diverse positive Effekte für die Gewässer postuliert. So soll sich durch die Beschattung eine niedrigere Wassertemperatur

einstellen, was u.a. zu geringerer Verdunstung führt. Der geringere Lichteinfall soll zudem das Algenwachstum vermindern und Eutrophierungseffekte vermindern (Fraunhofer ISE 2023).

Diese Betrachtungen blenden jedoch die Komplexität der Wechselwirkungen in aquatischen Ökosystemen aus. Abhängig vom Abdeckungsgrad der Wasseroberfläche von Seen ist mit diversen unmittelbaren Auswirkungen durch die geringere Sonneneinstrahlung und den verminderten Windeinfluss auf die Wasseroberfläche sowie mit daraus resultierenden Folgewirkungen zu rechnen. Wichtige sich für das Gesamtökosystem potentiell ergebende Auswirkungen der Installation von FPV-Anlagen auf Seen lassen sich in einer Übersicht gemäß Abb. 1 zusammenfassen.

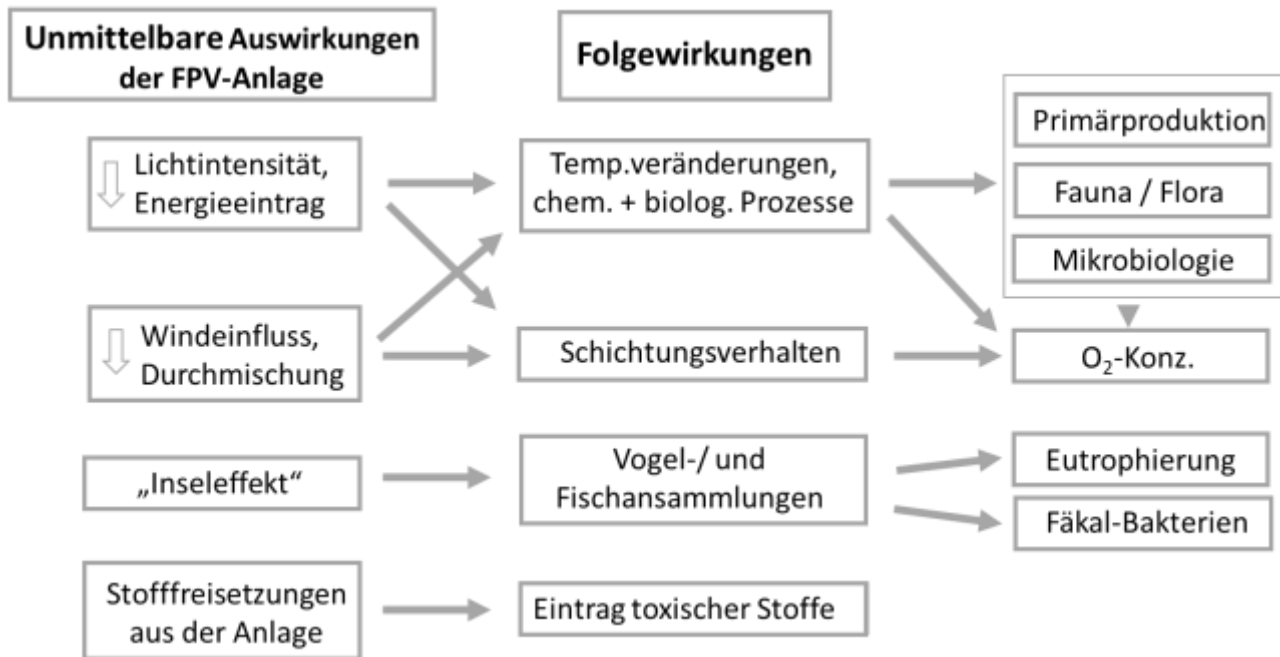


Abb. 1: Übersicht zu potentiellen gewässerökologischen Auswirkungen von schwimmenden Photovoltaik-Anlagen auf Seen.

Erste Ergebnisse von in den Niederlanden durchgeführten Untersuchungen an der FPV-Anlage Bomhofspas, die rund 30 % der Fläche eines Kiessees bedeckt, besagen, dass im ersten Jahr nach Errichtung der Anlage keine negativen Auswirkungen auf die Ökologie des Gewässers festgestellt werden konnten. Die Sauerstoffkonzentrationen gingen bei weiterhin guter Lichtverfügbarkeit unter der Anlage nur geringfügig zurück. Aufgrund verminderter Wellenaktivität nahm die Erosion in Uferbereichen ab, so dass es zu einem verstärkten Wachstum der Litoralvegetation kam (de Lima et al. 2021, Hannen 2021).

Die Messung und Modellierung gewässerökologischer Veränderungen von FPV-Anlagen auf Fischteichen in Taiwan erbrachte in Abhängigkeit vom Abdeckungsgrad der Wasseroberfläche die deutlichsten Effekte bei der Primärproduktion, die bei einer Abdeckung von 60 % einen Rückgang der Chl a-Konzentrationen von rund 15 % erwarten lässt, verbunden mit einer Abnahme der BSB-Werte in etwas gleicher Höhe sowie einer deutlichen Zunahme der Stickstoff- und Phosphor-Konzentrationen. Für die Fischproduktion ergaben sich dagegen nur geringe Veränderungen (Château et al. 2019).

Schlussfolgerungen

Aufgrund politischer Vorgaben sollen Gewässer einen Beitrag zur Energiewende in Deutschland durch die thermische Nutzung von Wasser aus Seen und Fließgewässern sowie die Nutzung der Oberflächen von Standgewässern für schwimmende Photovoltaik-Anlagen leisten.

Zur thermischen Nutzung von Gewässern liegen umfangreichere Erfahrungen bisher vor allem aus der Schweiz vor, wo Wärmepumpen an Gewässern teilweise bereits schon seit Jahren offensichtlich ohne negative ökologische Auswirkungen im Einsatz sind. Die Studienlage zu biologischen Aspekten des Anlagenbetriebs ist allerdings als dürftig einzuschätzen, wohingegen sich limnophysikalische Veränderungen im Wasserkörper gut modellieren lassen. Aufbauend auf die für Fischzönosen erarbeiteten Toleranzbereiche von Temperaturveränderungen besteht Bedarf der Einbeziehung auch anderer Organismengruppen, so dass z.B. Behörden Grundlagen für die Beurteilung der Genehmigungsfähigkeit thermischer Anlagen der Gewässernutzung zur Verfügung haben.

Hinsichtlich des Einsatzes von schwimmenden Solaranlagen ist ebenfalls festzustellen, dass es bisher nur geringe Kenntnisse über deren gewässerökologische Auswirkungen gibt. Wichtige offenen Fragen betreffen die Auswirkungen auf die Struktur von Planktonzönosen, die Trophie, auf Stoffkreisläufe einschließlich Nährstoff- und Sauerstoffhaushalt sowie Fragen der Sedimentbildung, der Makrozoobenthos-Besiedlung und des Verhaltens von Fischen und Wasservögeln.

Literatur

- Böttger, S., Felgentreff, B., Hesse, G., Hloulcal, M.-J., Leßmann, D., Mix, S., Roselt, K., Safarik, M., Schmidt, J., Steffan, C., Uhlmann, W. (2021): Seethermie - Innovative Wärmeversorgung aus Tagebaurestseen. Metropolregion Mitteldeutschland, Leipzig.
- Château, P., Wunderlich, R.F., Wang, T., Lai, H., Chen, C., Chang, F. (2019): Mathematical modelling suggests high potential for the deployment of floating photovoltaic on fish ponds. *Science of the Total Environment* 687: 654–666.
- de Lima, R.L.P., Paxinou, K., Boogaard, F.C., Akkerman, O., Lin, F.-Y. (2021): In-situ water quality observations under a large-scale floating solar farm using sensors and underwater drones. *Sustainability* 13, 6421.
- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates der europäischen Union vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmes für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. RL 2000/60/EG vom 23.10.2000.
- Fraunhofer ISE (2020): Fraunhofer ISE analysiert Potenzial für Solarkraftwerke auf Braunkohle-Tagebaurestseen. Fraunhofer ISE, Presseinformation vom 03.02.2020.
- Fraunhofer ISE (2021): Integrierte Photovoltaik - Schwimmende Solarkraftwerke. Fraunhofer ISE, Freiburg.
- Fraunhofer ISE (2023): Schwimmende Photovoltaik (FPV). Fraunhofer ISE, Freiburg. Webseite: <https://www.ise.fraunhofer.de/de/geschaeftsfelder/photovoltaik/photovoltaische-module-und-kraftwerke/integrierte-pv/schwimmende-photovoltaik.html> (aufgerufen am 25.01.2023).
- Gaudard, A., Schmid, M. (2017): Physikalisch-chemische und gewässerökologische Auswirkungen von thermischen Einleitungen. eawag, PEAK Kurs „Heizen und Kühlen mit Seen und Flüssen“, Kastanienbaum, 8. November 2017.
- Gaudard, A., Schmid, M., Wüest, A. (2018): Thermische Nutzung von Seen und Flüssen – Potenzial der Schweizer Oberflächengewässer. *Aqua & Gas* 2: 26-33.
- Gaudard, A., Wüest, A., Schmid, M. (2018): Using lakes and rivers for extraction and disposal of heat: Estimate of regional potentials. *Renewable Energy* 134: 330-342.
- Hannen, P. (2021): Wasserqualität bleibt unter schwimmenden Photovoltaik-Anlagen stabil. *pv magazine* vom 17.05.2021.
- IGKB (2018): Bodensee-Richtlinien 2005 (mit Änderung des Kapitels 5 vom 13.05.2014 und des Kapitels 6 vom 09.05.2018). Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee.
- ILK Dresden (o.J.): Flüssigeis zur Kälte- und Wärmeerzeugung. Institut für Luft- und Kältetechnik Dresden gGmbH.
- Kammer, H. (2018): Thermische Seewassernutzung in Deutschland - Bestandsanalyse, Potential und Hemmnisse seewasserbetriebener Wärmepumpen. Wiesbaden, Vieweg.

- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer – Oberflächengewässerverordnung (OGewV) vom 15.06.2020. BGBl. I S. 1373.
- van Treeck, R., Wolter, C. (2021): Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern – Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur. Projekt O 10.20 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2020. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser.
- WHG (2023): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585). Letzte Änderung vom 4. Januar 2023. BGBl. I Nr. 5.

Are micropollutants dominating the macroinvertebrate response to multiple stressors? First results from two lowland catchments in North Rhine-Westphalia

Nele Markert^{1,2}, Barbara Guhl¹ & Christian K. Feld^{2,3}

¹ North Rhine-Westphalian Office of Nature, Environment and Consumer Protection (LANUV NRW), Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen, Germany, nele.markert@lanuv.nrw.de

² University of Duisburg-Essen, Faculty of Biology, Aquatic Ecology, Universitätsstr. 5, 45141 Essen, Germany

³ University of Duisburg-Essen, Faculty of Biology, Centre for Water and Environmental Research (ZWU), Universitätsstr. 5, 45141 Essen, Germany

Keywords: Multiple Stressors, Micropollutants, Mixture Toxicity, Hydrological Alteration, Ecological Quality, Macroinvertebrates

Introduction

Rivers are influenced by a variety of anthropogenic stressors including eutrophication, salinization or habitat degradation (Birk et al. 2020; Lemm et al. 2021). Additionally, adverse effects of micropollutants such as pesticides and pharmaceuticals have increasingly come into focus in recent years (Liess et al. 2021; Nowell et al. 2018; Posthuma et al. 2020). Both the combined effects of multiple stressors and mixtures of micropollutants have been addressed in previous research studies (e.g. Omerod et al. 2010; Thrupp et al. 2018). However, often micropollutants have been analyzed separately from other stressors and have not been directly included in multiple stressor studies (Posthuma et al. 2020; Orr et al. 2020). Furthermore, hydrological alteration describing the deviation of the flow regime from natural conditions often remains unaddressed by surveys of ‘hydro-morphological degradation’, which tend to primarily address morphological habitat characteristics (Gellert et al. 2014). For the development of effective management measures to improve the ecological status of rivers comparative analyses of the relevance of multiple stressors including hydrological alteration and micropollutants are needed.

The aim of this study is to quantitatively assess the effects of multiple stressors (physico-chemical variables, micropollutants, hydrological alteration and morphological degradation) on benthic invertebrates. The stressors are put into a hierarchical context according to their relative impact on the invertebrate communities. This stressor hierarchy is derived from a multiple-stressor dataset and benthic invertebrate metrics from two catchments, the River Erft and the River Niers, in North Rhine-Westphalia, Germany. Redundancy analysis and subsequent variance partitioning were applied to quantify individual and combined stressors’ effects.

Materials and Methods

Four different stressor groups (Table 1) were included in the multi-stressor data set, with a total of 19 different environmental variables subjected to further analyses. Concentrations of 42 selected

micropollutants representing different substance classes (e.g. pesticides, pharmaceuticals, industrial chemicals) were quantified on the basis of water grab samples originating from routine monitoring of the EU Water Framework Directive (WFD) and a special monitoring program of the local water board Erftverband. The substance selection was based on previous findings on important drivers of mixture toxicity (Markert et al. 2020). The combined mixture toxicity of these substances was expressed by the proxy variable “ RQ_{mix} ” which summarise the toxic units calculated on the basis of yearly measured concentrations and ecotoxicological effect concentrations for benthic invertebrates. Furthermore, concentrations of different nutrients, oxygen and iron as well as water temperature were included. Morphological alterations were assessed using data from the German standard river habitat survey (Gellert et al. 2014). Indicators of hydrological alteration (IHA) were calculated on the basis of the daily mean discharge at gauging stations (Olden & Poff 2003). Moreover, the quotient of the long-term mean discharge and mean low-flow discharge (MQ/MNQ) was included.

Tab. 1: Overview of stressors and stressor classes used for multiple-stressor analysis.

Stressor class	Stressor variables
Micropollutants	$RQ_{mix,acute}$, $RQ_{mix,chr}$
Physico-chemistry	Total phosphate, total nitrogen, ammonia, nitrite, sulphate, chloride, minimum oxygen, maximum temperature, total iron
Hydrology	Flood frequency, Low flow pulse duration, Flow variability, MQ/MNQ
Hydromorphology	Channel development, Longitudinal profile, Cross profile, Bank structure

Stressor data were spatially and temporally matched to benthic invertebrate samples from 2017 and 2018 originating from monitoring in accordance with the EU WFD. In total, 21 invertebrate metrics were calculated using the software Perlodes Online (Version 5.0.8) and included different metric types: abundance, diversity, sensitivity (e.g. the German Fauna Index, number of EPTCBO taxa, KLIWA Index and SPEARpesticides Index), function (e.g. habitat and feeding type preference, rheoindex) well as the Ecological Quality Class (EQC) and Multimetric Index of the EU WFD.

Effects of the four stressor groups on the benthic invertebrate metrics were analyzed using Redundancy Analyses (RDA) and subsequent variance partitioning, to put the different stressor groups into a hierarchical context. Data processing and analyses were conducted using the open-source software R (Version 4.0.3) with R Studio (Version 1.4.1103).

Study area

The sampling sites are located in the catchments of the river Erft and the river Niers in the lowlands of North-Rhine Westphalia, Germany (Fig. 1). Especially, the lower reaches of the Erft and the upper reaches of the Niers are influenced by a high percentage of urban areas including wastewater treatment plant effluents as well as by effects of lignite mining activities. Both land uses are often associated with chemical pollution (nutrients, salts and micropollutants) and hydrological alterations. Thus, the mixture toxicity of micropollutants as well as the hydrological parameters are expected to be relevant stressor variables in the catchments of the river Erft and Niers.

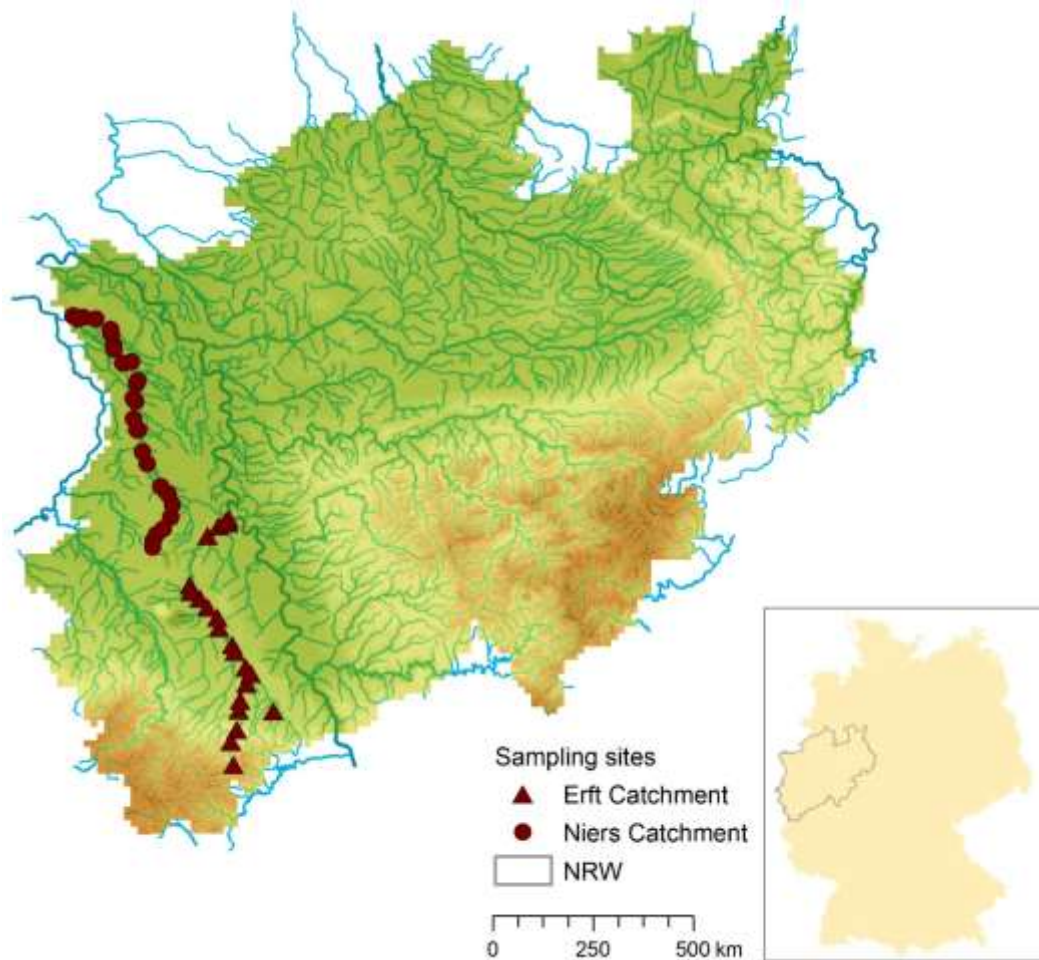


Fig. 1: Macroinvertebrate sampling sites in the catchments of the river Erft and the river Niers.

Results

The calculated mixture toxicity of the micropollutants (RQ_{mix}) indicated only minor acute and chronic toxic risks for the benthic invertebrate community (Fig. 2). In contrast, distinctly higher risks were calculated for the organism groups of algae (acute and chronic risks) as well as fishes (chronic risks). Principal component analysis (PCA) revealed two main gradients explaining 42 % of the variance in the environmental data: a water quality gradient including physico-chemical variables and the mixture toxicity (PC1) and a structural and hydrological gradient (PC2).

In the RDA model, 51 % of the variation in the macroinvertebrate metrics were explained by the stressor variables. The stream type was included as co-variable and explained an additional 28 % of the variance in the metrics. The variance partitioning indicated a high influence of the physico-chemical variables, which had the highest unique effect (18 %) as well as the highest joint effect together with the hydrological alteration (12 %). On the basis of the total effects of each stressor group in the variance partitioning the stressor hierarchy for the benthic invertebrate communities in the Erft and Niers catchments was as follows: Physico-chemistry (adjusted R^2 : 0.33) > Hydrological alteration (adj. R^2 : 0.20) > morphological degradation (adj. R^2 : 0.17) > Mixture toxicity of micropollutants (adj. R^2 : 0.01). For more detailed results, see Markert et al. (2022).

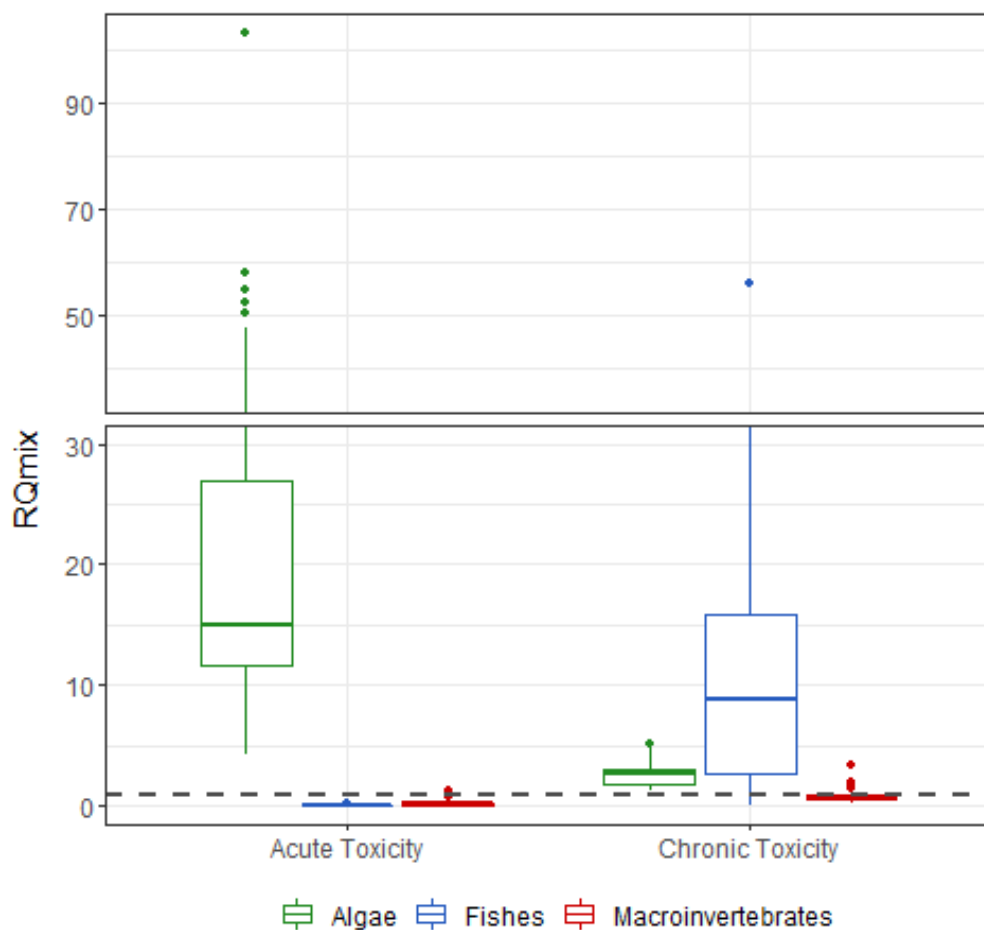


Fig. 2: Boxplots of the calculated mixture toxicity (RQ_{mix}) for macroinvertebrates, algae and fishes. The dashed line indicates a risk threshold of one for potential mixture risks.

Discussion

Highest effects were observed for the common physico-chemical variables and hydrological alterations, whereas only a minor share of the variation in the benthic invertebrate metrics was explained by the mixture toxicity of micropollutants. Thus, water quality still plays a dominant role in the multiple stressor situation in both catchments.

In order to detect the effects of hydrological alterations on aquatic communities detailed hydrological surveys are needed. However, in many cases, available data from gauging stations or modelled hydrological data can be used. Otherwise, the effects of hydrological alteration might remain undetected in multiple stressor studies, which is especially critical as droughts and water abstractions will further increase the relevance of the hydrology as a stressor for the biological communities in the future.

Both the relevance of physico-chemical variables and the hydrological parameters in the rivers Erft and Niers might be explained by the special land use characteristics in the catchments: the high percentage of urban area including wastewater treatment plants as well as effects of lignite mining activities might strongly influence these stressor groups.

The mixture toxicity of micropollutant showed subordinate effects in this study. However, the mixture toxicity in both catchments might be underestimated due to the design of the chemical monitoring: Most samples of the micropollutants were taken as grab samples, the sampling frequency varied

between four and 13 samples per sampling period. Event-driven rain-event samples as well as additional composite samples were only taken in the Erft catchment. Therefore, only a fraction of the actual micropollutant exposure of the macroinvertebrate communities is captured in this data set. This is especially relevant for concentrations of substances of special importance for macroinvertebrates, such as insecticides.

Conclusion

We found predominant effects of common physico-chemical variables and hydrological alterations, whereas only a minor share of the biological response was attributed to the mixture toxicity of micropollutants. Our results imply a strong context-dependent stressor hierarchy for both catchments and point at the need to include hydrological alteration as an important stressor group in multiple stressor analyses for macroinvertebrate communities.

Current analyses of a larger dataset across different states in Germany will further assess the hierarchy of the different stressor groups as well as differences between responses of the biological quality elements of invertebrates, diatoms and fish.

Acknowledgments

These analyses are part of the PhD project „Multivariate analysis of the effects of chemical pollution and further stressors on aquatic organisms“ at the LANUV NRW and University Duisburg-Essen and is funded by the Ministry of the Environment, Nature and Transport of the State of North Rhine-Westphalia (MUNV).

We would like to thank the two water boards Erftverband and Niersverband for providing data from the biological and chemical monitoring and the gauging stations for the analyses.

Literature

- Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L. et al. (2020): Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution* 4, 1060-1068. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>.
- Gellert, G., Pottgiesser, T., Euler, T. (2014): Assessment of the structural quality of streams in Germany - basic description and current status. *Environ Monit Assess* 186, 3365–3378. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3623-y>.
- 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>.
- 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., Möder, 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 Research* 201:117262. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262>.
- Markert, N., Rhiem, S., Trimborn, M., Guhl, B. (2020): Mixture toxicity in the Erft River: assessment of ecological risks and toxicity drivers. *Environ Sci Eur* 32. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-54700326-5>.

- Markert, N., Guhl, B., Feld, C.K. (2022): The hierarchy of multiple stressors' effects on benthic invertebrates: a case study from the rivers Erft and Niers, Germany. *Environ Sci Eur* 34, 100. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00679-z>.
- Nowell, L., Moran, P., Schmidt, T., Norman, J., Nakagaki, N., Shoda, M., Mahler, B., van Metre, P., Stone, W., Sandstrom, M., Hladik, M. (2018): Complex mixtures of dissolved pesticides show potential aquatic toxicity in a synoptic study of Midwestern U.S. streams. *Science of The Total Environment* 613-614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.156>.
- Olden, J., Poff, N. (2003): Redundancy and the Choice of Hydrologic Indices for Characterizing Stream Flow Regimes. *River Res Applic* 19:101–121. <https://doi.org/10.1002/rra.700>.
- Ormerod, S.J., Dobson, M., Hildrew, A.G., Townsend, C.R. (2010): Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater biology* 55:1–4. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02395.x> 461.
- Orr, J.A., Vinebrooke, R.D., Jackson, M.C., Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Mantyka-Pringle, C., van den Brink, P.J., de Laender, F., Stoks, R., Holmstrup, M., Matthaei, C.D., Monk, W.A., Penk, M.R., Leuzinger, S., Schäfer, R.B., Piggott, J.J. (2020): Towards a unified study of multiple stressors: divisions and common goals across research disciplines. *Proc Biol Sci* 287:20200421.
- Posthuma, L., Zijk, M.C., De Zwart, D., van de Meent, D., Globevnik, L., Koprivsek, M., Focks, A., van Gils, J., Birk, S. (2020): Chemical pollution imposes limitations to the ecological status of European surface waters. *Sci Rep* 10:14825.
- Thrupp, T.J., Runnalls, T.J., Scholze, M., Kughathas, S., Kortenkamp, A., Sumpter, J.P. (2018): The consequences of exposure to mixtures of chemicals: Something from 'nothing' and 'a lot from a little' when fish are exposed to steroid hormones. *Science of The Total Environment* 619-620:1482–1492. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.081>.

Prädation des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf Fische in einem Winterquartier an der Nister

Daniela Mewes¹, Michael Götten¹, Carola Winkelmann¹, Dirk Hübner^{1,2}

¹Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, AG Fließgewässerökologie
dmewes@uni-koblenz.de, michael.goetten@uni-koblenz.de, cawinkelmann@uni-koblenz.de,

²Büro für fischökologische Studien (BfS), Marburg
dirk-huebner@arcor.de

Keywords: Kormoran; Fische im Winterquartier; piscivore Vögel; Prädation; Nase; Eutrophierung

Einleitung

Die Nister, ein LAWA-Typ 9 Gewässer im Westerwald, war lange Zeit, trotz hoher Nährstoffkonzentrationen (v. a. Phosphat), das Vorzeigegewässer in Rheinland-Pfalz. Als „grünes Juwel des Westerwaldes“ konnte sie sowohl mit einer erfolgreichen Wiederansiedelung und natürlichen Reproduktion des Atlantischen Lachses (Schneider 2011) als auch mit Populationen der stark bedrohten Flussperlmuschel und Bachmuschel aufwarten (Nagel *et al.* 2007). Doch über die letzten Jahrzehnte hat sich die ökologische Gewässerqualität dramatisch verschlechtert und die Nister zeigt eindeutige Eutrophierungserscheinungen. Bereits in den 90er Jahren wies die Nister hohe Nährstoffkonzentrationen auf, die vergleichbar bzw. sogar höher als die heutigen waren (Nagel & Hugo 2011). Dennoch wurden die ersten Algenmassenentwicklungen erst Anfang der 2000er Jahre beobachtet und 2010 von Manfred Fetthauer dokumentiert (Abb. 1).

Das Auftreten starker Eutrophierungserscheinungen mit starken Schwankungen von Sauerstoffsättigung und pH-Werten im Tagesgang (Abb. 2, Winkelmann *et al.* 2019) stand in engem zeitlichem Zusammenhang mit dem Einbruch der Großfischbestände. Nach dem Winter 1998/99 konnten im Jahr 1999 nur noch gut 20 % der im Jahr 1998 erfassten Bestände im Rahmen des Projektes Lachs 2000 nachgewiesen werden (Daten: BfS Frankfurt a. M.). Insbesondere betroffen waren die zuvor bestandsbildenden Arten Nase (*Chondrostoma nasus*), Barbe (*Barbus barbus*) und Döbel (*Squalius cephalus*) (Schneider 2009). Im Projekt BIOEFFEKT konnte nachgewiesen werden, dass eine gezielte Erhöhung der Bestände von Nasen und Döbeln die Eutrophierungserscheinungen im oberen Interstitial abmildert und die Lebensbedingungen in diesem wichtigen Habitat verbessert (Gerke *et al.* 2021). Somit erscheint es naheliegend, dass der Verlust der Fischbestände für die Verstärkung der Eutrophierungseffekte verantwortlich ist.

Im Winter 1998/99, vor dem ermittelten Bestandseinbruch der Großfische in der Nister, wurde erstmalig der Einflug einer größeren Anzahl an Kormoranen im Sieg/Nister-System beobachtet (118 Tiere). Weshalb ein Zusammenhang zwischen dem Aufkommen des Kormorans und dem Bestandseinbruch der Großfische naheliegend erscheint. Zwar war der Kormoran an der Westerwälder Seenplatte bereits in geringen Individuenzahlen (i. d. R. << 10 Vögel) seit über 100 Jahren vertreten, doch ist sein Auftreten in den Nebengewässern (außerhalb der Hauptgewässer Rhein und Mosel) erst seit Mitte bzw. Ende der 1990er Jahre dokumentiert (Dolich 1998). Das erste

Auftreten in der Sieg erfolgte im Winter 1994/95, ein Schlafplatz wurde 1995/96 bei Hövels-Niedergründeln gegründet (Dolich 1998). Seit dem Winter 1998/99 suchen Kormorane auch ganzjährig die Nister als Nahrungshabitat auf, wobei die höchsten Abundanzen in den Wintermonaten zu beobachten sind. Die durchschnittliche bei Stein-Wingert dokumentierte Anzahl täglicher Einflüge lag in den Winterhalbjahren 2015-2021 bei 15 Kormoranen (Daten: ARGE Nister, M. Fetthauer).

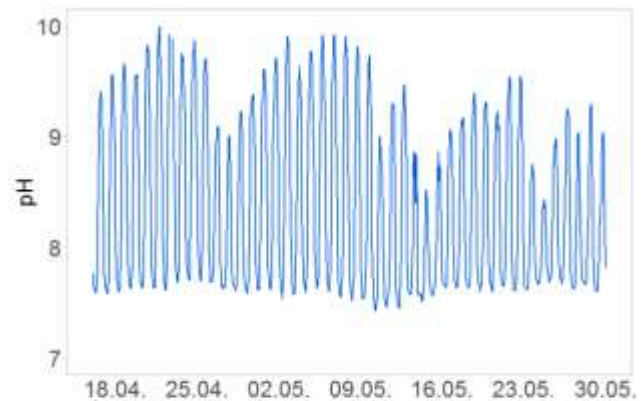


01.06.2001



02.06.2010

Abbildung 3: Nister bei Stein-Wingert ohne (links) und mit (rechts) eindeutigen Eutrophierungserscheinungen (Massenentwicklung benthischer Algen im Frühjahr). Fotos: M. Fetthauer



2016

Abbildung 4: Tagesgänge von Sauerstoffsättigung (links) und pH-Wert (rechts) an der Nister im Frühjahr 2016. Daten: M. Gerke, AG Fließgewässerökologie, Universität Koblenz-Landau.

Um zu analysieren, ob die Bestände der augenscheinlich bedeutsamen großwüchsiger Cypriniden durch Kormorane deutlich reduziert worden sein können sollte die Bedeutung der Prädation durch den Kormoran abgeschätzt werden. Da das Auftreten des Kormorans im Westerwald in den Wintermonaten am höchsten ist (Dietzen *et al.* 2022) und die Fischentnahme durch einzelne Kormorane von der Fischdichte abhängig ist (höhere Dichte = Höhere pro Kopf Entnahme; Werner & Dorr 2006) ist davon auszugehen, dass die Prädation durch die Kormorane insbesondere auf Fische

im Winterquartier von hoher Relevanz ist. Daher erfolgte die Abschätzung des Prädationsdrucks durch den Kormoran an einem bekannten Winterquartier in einem Altarm der Nister bei Stein-Wingert.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Zur Abschätzung des winterlichen Prädationsdrucks durch piscivore Vögel auf die Fische wurde ein bekanntes Winterquartier, ein Altarm der Nister bei Stein-Wingert, ab November 2021 mit sieben Wildkameran (Berger & Schröter Infrarot 16 MP, EAN: 4042504316467) und einer Überwachungskamera (ABUS Security-Center HDCC42562 AHD, EAN: 4043158177459) ausgestattet (Abb. 3, orangene Punkte bzw. gelber Punkt). Während die Wildkameran über Bewegungssensoren gesteuert auslösten (pro Auslösung drei Serienfotos), zeichnete die Überwachungskamera täglich zwischen 7:00 und 13:00 Uhr durchgehend auf. Dieser Zeitraum wurde aufgrund von Beobachtungen als Hauptaktivitätsfenster der Kormorane identifiziert. Die Aufnahmen der Überwachungskamera dienen in erster Linie dazu, die Effizienz der Wildkameran bei der Dokumentation der im Altarm jagenden Kormorane abzuschätzen. Bei der vorliegenden Untersuchung handelt es sich um eine Prädationsabschätzung piscivorer Vögel unter einem vergleichsweise hohen Jagddruck auf den Kormoran (Abschüsse bei Stein-Wingert in den Jagdsaisons 2020/21 und 2021/22: 25-30 bzw. 20).

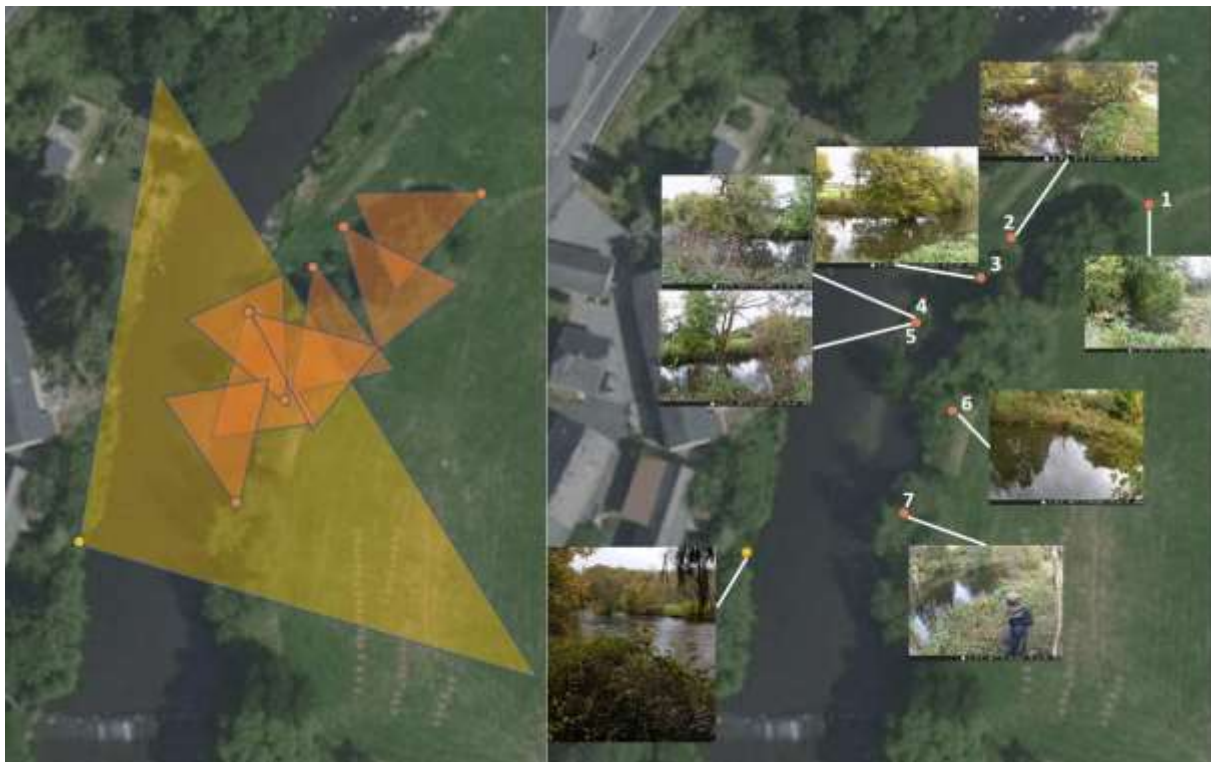


Abbildung 5: Positionen, Blickwinkel und Bildausschnitte der Wildkameran entlang des Ufers des Altarms bei Stein-Wingert und der Überwachungskamera am gegenüberliegenden Ufer der Nister. Die Positionen und Blickwinkel der Wildkameran sind mit orangenen Punkten bzw. Dreiecken dargestellt, die Position und Blickwinkel der Überwachungskamera mit einem gelben Punkt bzw. Dreieck (links). Die kleinen Fotos entsprechen dem der jeweiligen Kamera zuzuordnenden Bildausschnitt (rechts).

Datenauswertung

Die alleinige Betrachtung und Auszählung der Vögel auf den Fotos würde ein verzerrtes Bild des tatsächlichen Aufkommens der unterschiedlichen Vogelarten im Altarm ergeben. Da sich Reiher häufig länger und teilweise regungslos am Gewässer aufhalten, lösen sie innerhalb eines Jagdaufenthalts teilweise mehrfach den Bewegungssensor der Kameras aus (z. B. bei Anflug und erneut bei Abflug oder Jagdversuch), wodurch die Reiher bei dieser Art der Quantifizierung überschätzt werden. Tauchende Fischjäger hingegen, wie Kormoran und Gänsesäger, können von den Kameras nur erfasst werden, wenn sie sich schwimmend im Altarm fortbewegen. Dadurch wird die Anzahl dieser Vögel stark unterschätzt. Daher erfolgte die Berechnung der täglichen Vogelbeobachtungen wie im Folgenden dargestellt:

Zunächst wurden sämtliche piscivore Vögel auf den Fotos identifiziert. Von jeder Fotoserie wurde die jeweils höchste Anzahl an Individuen je Vogelart gezählt, alle weiteren Beobachtungen derselben Serie wurden als redundant von der weiteren Auswertung ausgeschlossen. Anhand des Videomaterials wurde für Kormorane ein wöchentlicher Korrekturfaktor berechnet mit dem die Anzahl der auf den Fotos erfassten Tiere multipliziert wurde, da auf den Videos mitunter deutlich mehr Tiere im Altarm dokumentiert wurden als auf den Fotos. Obwohl auch die Anzahl der Gänsesäger im Altarm über den gesamten Beobachtungszeitraum gesehen wahrscheinlich unterschätzt wurde konnte hier keine vergleichbare Korrektur wie beim Kormoran durchgeführt werden, da die Tiere auf den Videos schlechter zu erkennen sind, weil sich insbesondere die Weibchen kaum von Stockenten unterscheiden. Somit wurden für die Gänsesäger sämtliche nicht redundanten Beobachtungen auf den Fotos gezählt. Um die Zahl der Reiher nicht zu überschätzen wurde für die Auswertung die maximal an einem Beobachtungstag beobachtete Anzahl Individuen auf demselben Foto als Berechnungsgrundlage gewählt.

Für eine Abschätzung der entnommenen Fischbiomasse wurde für den Kormoran eine tägliche Konsumption von 500 g und für die anderen drei Arten eine Konsumption von 400 g Fisch pro Tag zugrunde gelegt (Draulans 1988; Ridgway 2010). Aufgrund der kurzen Aufenthaltszeit der Kormorane im Altarm wurde davon ausgegangen, dass zwei bis drei Jagdversuche notwendig sind, um den Tagesbedarf zu decken (vgl. Abb. 5: Kormoran* bzw. Kormoran**).

Ergebnisse

Trotz der Vergrämung wurde im Altarm von Stein-Wingert ein hoher Prädationsdruck durch piscivore Vögel auf die überwinterten Fische dokumentiert. Im Untersuchungszeitraum vom 03.11.2021 bis 25.04.2022 wurden vier piscivore Vogelarten regelmäßig im Winterquartier beobachtet: Kormoran (*Phalacrocorax carbo*), Graureiher (*Ardea cinerea*), Silberreiher (*Ardea alba*) und Gänsesäger (*Mergus merganser*). Für den Kormoran konnte eine deutliche Saisonalität festgestellt werden (Abb. 4). Das maximale Kormoranaufkommen im März ist höchstwahrscheinlich nicht im kausalen Zusammenhang mit dem Beginn der Schonzeit am 15.02. zu sehen. Stattdessen resultiert es wahrscheinlich aus einer Überschneidung von überwinterten Vögeln und Durchzüglern auf dem Weg in die Brutgebiete.

Während Kormoran und Graureiher den Altarm über die gesamte Untersuchungsperiode hinweg regelmäßig aufsuchten, scheinen die Silberreiher in der letzten Märzwoche abgewandert zu sein, da seit dieser Zeit keine Silberreiher am Altarm mehr beobachtet wurden. Auch Gänsesäger wurden nur von KW 49 bis KW 7 im Altarm erfasst, wobei sie andernorts an der Nister auch außerhalb dieses Zeitraums gesichtet wurden.

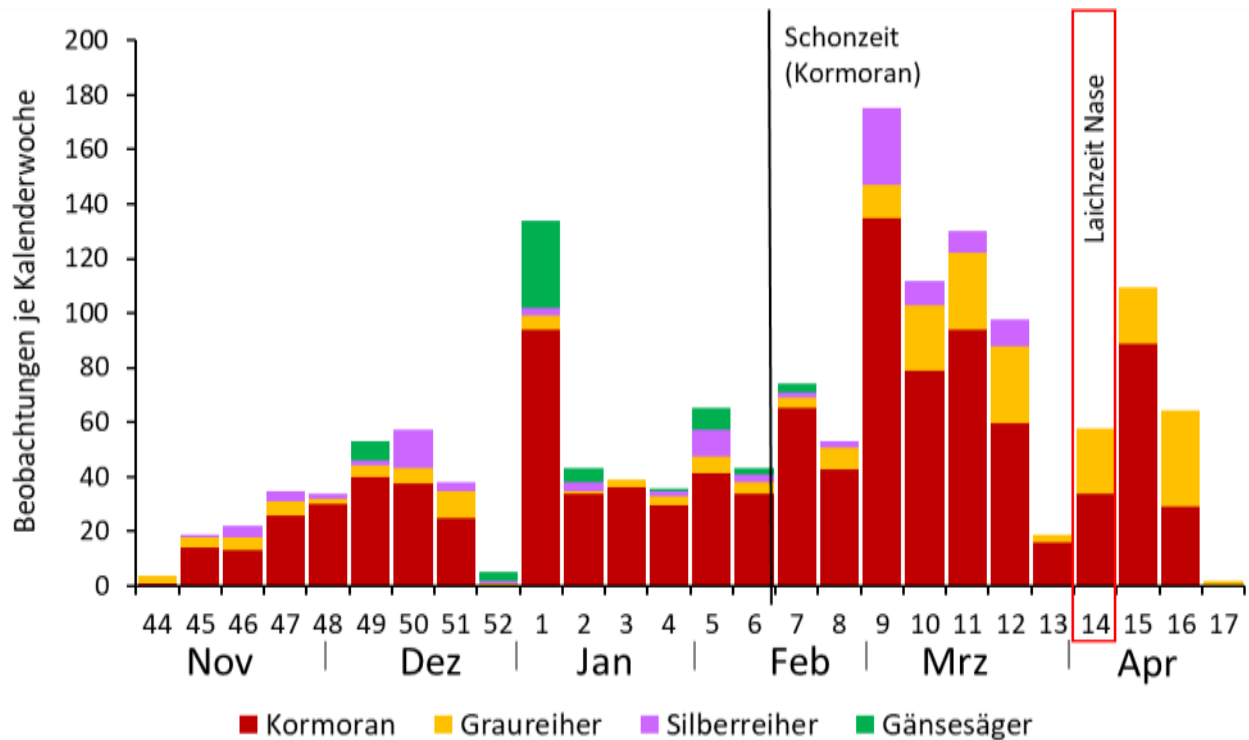


Abbildung 6: Anzahl beobachteter piscivorer Vögel im Altarm von Stein-Wingert pro Kalenderwoche im Zeitraum vom 03.11.2021 bis 25.04.2022. Laichende Nasen wurden ab dem 14.04.2022 beobachtet (rot umrahmte KW), ebenso ist der Beginn der Schonzeit für den Kormoran am 15.02. dargestellt.

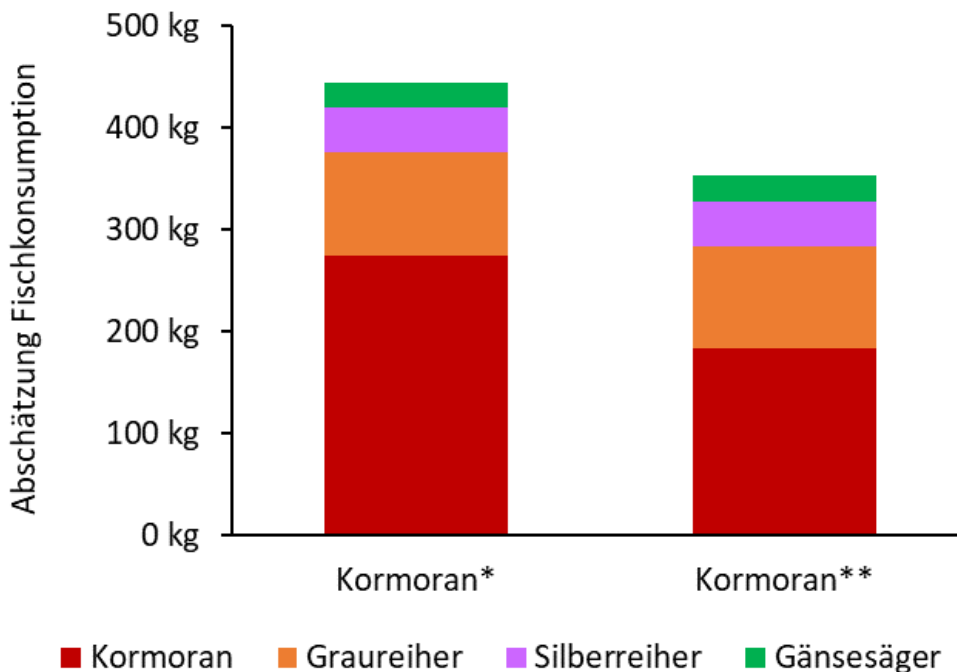


Abbildung 7: Abschätzung der Fischkonsumtion durch piscivore Vögel am Altarm in Stein-Wingert zwischen dem 03.11.2021 und dem 25.04.2022. Die Konsumptionsabschätzung für Kormoran* geht von zwei benötigten Jagdversuchen aus um den täglichen Nahrungsbedarf zu decken, die von Kormoran von drei Jagdversuchen**

Für den Altarm wurde eine Fischartnahme von ca. 350 - 450 kg im Beobachtungszeitraum geschätzt, wovon über die Hälfte auf den Kormoran entfiel (Abb. 5). Zudem lag etwa 50 % der Fischartnahme im März und April, so dass der Prädationsdruck auf die Nasen unmittelbar vor der Laichzeit am höchsten war (vgl. Abb. 4).

Bei einer Elektro-Befischung am 26.04.2022 wiesen 30 % der gefangenen Fische (> 15 cm) Verletzungen durch den Kormoran auf (Nasen: 19 %; Döbel: 31 %). Alter und Schwere dieser Verletzungen waren sehr unterschiedlich (Abb. 6), so dass nicht abgeschätzt werden konnte welcher Anteil der verletzten Fische überlebt oder noch an den Folgen (z. B. Verpilzung) zu Grunde geht.



Abbildung 8: Durch Kormorane verletzte Fische bei der Befischung am 26.04.2022 bei Stein-Wingert. A-D: Nase, E-F: Hasel. Fotos: D. Hübner.

Im Altarm bei Stein-Wingert war nur ein eher indirekter Vergrämungseffekt im Verhalten der Kormorane zu beobachten. Die Kormorane suchten den Altarm nur sehr selten in größeren Gruppen auf, sondern kamen in der Regel einzeln oder in kleinen Gruppen von zwei bis drei Vögeln. Auch der Aufenthalt der Kormorane im Altarm war meistens recht kurz (nur wenige Minuten). Dennoch konnte häufig eine erfolgreiche Jagd dokumentiert werden. Ein direkter Effekt der Abschüsse in unmittelbarer Nähe des Altarms, im Sinne einer geringeren Frequentierung des Altarms an jenen Tagen, war nicht festzustellen (Abb. 7).

Der Vergrämungseffekt wird allerdings beim Vergleich der Fischbestände bei Stein-Wingert mit ähnlich strukturierten Strecken an der Nister, der Wied und dem Wisserbach deutlich (Abb. 8). Im Verlauf der Nister sowie im Vergleich mit den Strecken der anderen Gewässer weist Stein-Wingert die mit Abstand höchste Fischbiomasse ebenso wie die höchste Vergrämungsintensität auf. Hierbei ist zu beachten, dass diese hohe Vergrämungsintensität gerade mal einem erlegten Kormoran pro Woche entspricht.

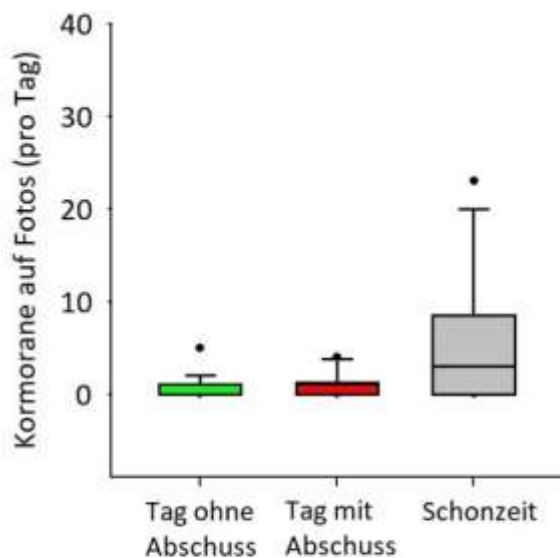


Abbildung 9: Einfluss von Abschüssen in unmittelbarer Nähe des Winterquartiers auf die Frequentierung des Altarms durch Kormorane im Untersuchungszeitraum. Tag ohne Abschuss: n = 89, Tag mit Abschuss: n = 10; Schonzeit: n = 69. Die zugrundeliegenden Daten sind die mit Wildkameras pro Tag erfassten Kormorane (unkorrigierte Werte).

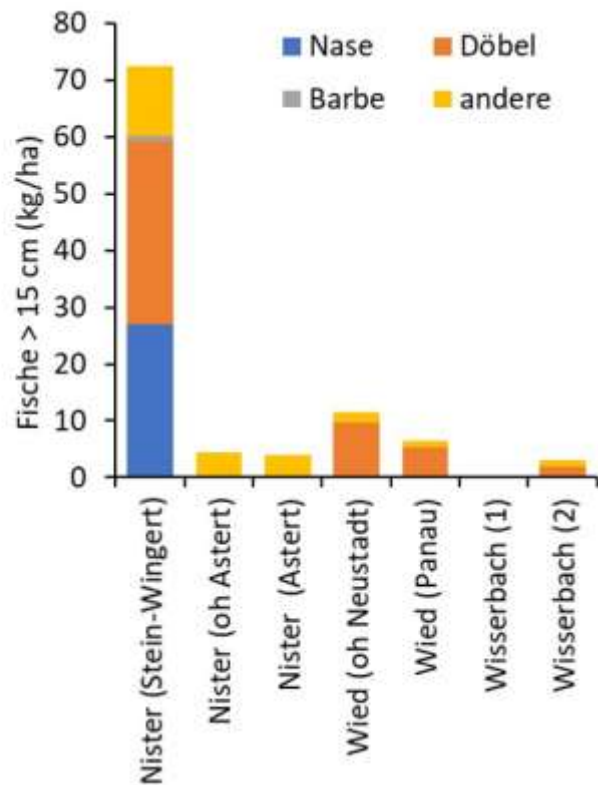


Abbildung 10: Erfasste Fischbiomassen während der Elektro-Befischungen im Frühjahr 2022 oberhalb des Wehrs in Stein-Wingert in unmittelbarer Nähe zum Altarm sowie in den Vergleichs-strecken in Nister, Wied und Wisser-bach.

Diskussion

Die Auswertung von Foto- und Videomaterial vom Altarm der Nister bei Stein-Wingert belegt einen hohen Prädationsdruck durch piscivore Vögel auf die überwinterten Fische der Nister. Selbst die konservative Schätzung einer Entnahme von 352 kg Fisch würde das „leerfischen“ von ca. 5 ha Nister bedeuten, was einer Fließstrecke von über drei Kilometern entspräche (basierend auf der Fischbiomasse bei Stein-Wingert am 26.04.2022). Somit ist es nicht verwunderlich, dass weite Strecken der Nister und anderer Fließgewässer der Region mittlerweile nahezu fischleer sind. Der Vergleich der Fischbestände in den Vergleichsstrecken mit der Strecke oberhalb des Altarms bei Stein-Wingert zeigt deutlich, dass für einen erfolgreichen Aufbau der Fischbestände auch ein (lokaler) Schutz der Fischbestände vor Prädation notwendig ist. Vor diesem Hintergrund erscheint es mehr als wahrscheinlich, dass das Auftreten der Kormorane über die Reduktion der großwüchsigen Cypriniden die Verstärkung der Eutrophierungserscheinungen an der Nister ausgelöst hat. Ein sinnvolles Kormoranmanagement könnte also Einfluss auf das Erreichen des guten ökologischen Zustandes nach Wasserrahmenrichtlinie haben.

Nicht nur die Bestände des Kormorans, sondern auch die Bestände der drei weiteren regelmäßig am Altarm beobachteten Vogelarten sind im Winterhalbjahr 2020/21 in Rheinland-Pfalz im Vergleich zum Vorjahr angestiegen (Dietzen et al. 2022). Ein Umstand, den diese Vögel möglicherweise auch

ihren sehr erfolgreichen gemeinsamen Jagdstrategien verdanken. Im Altarm konnte regelmäßig beobachtet werden, dass Reiher und Kormorane und gelegentlich auch Gänsesäger erfolgreiche Jagdverbände bildeten. Dies lässt vermuten, dass der Prädationsdruck auf die Fischbestände mit Zunahme der piscivoren Vögel nicht rein additiv ist, sondern überproportional zu der Bestandsentwicklung gemeinsam jagender Vogelarten ansteigt. Daher muss der Gesamtbestand piscivorer Vögel an einem Gewässer bzw. einem Fisch-Winterquartier beachtet werden.

Obwohl der hier dargestellte hohe Jagddruck eine deutliche Verbesserung des Fischbestandes ermöglicht hat, erscheint es nicht realistisch, solch einen hohen Jagddruck auf den Kormoran über gesamte Gewässerstrecken aufrecht zu erhalten. Daher wäre es sinnvoll vorhandene Winterquartiere der Fische zu kartieren und dort nach Möglichkeit gezielt einen hohen Jagddruck auf den Kormoran über die Wintermonate auszuüben. Die Daten zeigen deutlich, dass eine Ausweitung der Jagdsaison auf den Kormoran bis Ende März erforderlich ist, um einen besseren Schutz frühjahrslichender Fischarten, wie Nase oder Äsche, gewährleisten zu können. Ob in diesem Zeitraum bereits eine Überschneidung des Brutgeschäfts (Beginn Eiablage) der in der Region brütenden Kormorane vorliegt (RLP bzw. südliches NRW) ist zu prüfen. Der Beginn des Brutgeschäfts ist für Brutvögel in RLP mit der Eiablage allerdings erst ab Ende April dokumentiert (Vögel in Rheinland-Pfalz), so dass eine Verlängerung der Jagdsaison bis Ende März keinen Einfluss auf brütende Vögel haben sollte. Des Weiteren ist zu prüfen, ob die Fische in ihren Winterquartieren durch das Einbringen von Unterwasserstrukturen (z. B. verzweigtes Totholz) geschützt werden können. Da diese Strukturen jedoch auch Ansitzplätze für Reiher bieten können ist hier zwischen der Schutzwirkung gegen den Kormoran und der potentiell höheren Prädation durch Reiher abzuwägen. Aussagekräftige Studien zur Schutzwirkung solcher Unterstände insbesondere in Fließgewässern fehlen jedoch bisher.

Danksagung

Herzlichen Dank an Manfred Fetthauer, ARGE Nister, für die Daten zu Kormoraneinflügen an der Nister und für die Unterstützung im Freiland, sowie an unsere studentischen Hilfskräften Robin Nold und Bennet Sundermann für die Identifizierung piscivorer Vögel auf einem Großteil des Bildmaterials. Ebenso danken wir Jörg Schneider, BfS Frankfurt a. M., für Informationen über und Zugang zu Befischungsdaten und Berichten, welche im Rahmen des Projektes Lachs 2000 bzw. im Anschlussprojekt Lachs 2020 erhoben bzw. erstellt wurden. Alle Untersuchungen entstanden im Rahmen des vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestags geförderten Modell- und Demonstrationsvorhabens BIOEFFEKT II (2818BM084, Laufzeit 2019-2022). Projektträger war die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung.

Literatur

- Dietzen, C., Dolich, T., Ramachers, P. (2022): Vogelmonitoring-Bericht 2021 für Rheinland-Pfalz. GNOR, Aktion Grün.
- Dolich, T. (1998): Zur Bestandssituation des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Rheinland-Pfalz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 8: 965-1030
- Draulans, D. (1988): Effects of Fish-eating Birds on Freshwater Fish Stocks - An Evaluation. Biological Conservation 44:251-263.
- Gerke, M., Hübner, D., Schneider, J.; Winkelmann, C. (2021): Can top-down effects of cypriniform fish be used to mitigate eutrophication effects in medium-sized European rivers? STOTEN 755: 142547. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142547
- Nagel, K.-O., Schwarzer, A., Fetthauer, M. & Schneider, J. (2007) Wiederentdeckung der Flussperlmuschel, *Margaritifera margaritifera* (L. 1758), im Westerwald (Rheinland-Pfalz). Schr. Malakozool. 23: 1-6.

- Nagel, K.-O., & R. Hugo. 2011. Artenschutzprojekt Flussperlmuschel und Bachmuschel - Endbericht. Rheinland-Pfalz, SGD Nord.
- Ridgway, M. S. (2010): A review of estimates of daily energy expenditure and food intake in cormorants (*Phalacrocorax* spp.). *Journal of Great Lakes Research* 36:93–99.
- Schneider, J. (2009): Erfolgskontrolle der Wiedereinbürgerung von Lachs (*Salmo salar* L.) und Meerforelle (*Salmo trutta* L.) in Sieg, Saynbach, Ahr und Lahn (Rheinland-Pfalz). - Lachs 2020 Projektphase V - 1. Zwischenbericht. Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord Koblenz - Obere Fischereibehörde
- Schneider, J. (2011): Review of reintroduction of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in tributaries of the Rhine River in the German Federal States of Rhineland-Palatinate and Hesse. *J. Appl. Ichthyol.* 27 (Suppl. 3), 24–32.
- Vögel in Rheinland-Pfalz: <https://arteninfo.net/elearning/voegel/speciesportrait/2817.html> zuletzt geprüft: Nov 2022.
- Werner, S. J., Dorr, B. S. (2006): Influence of Fish Stocking Density on the Foraging Behavior of Double-crested Cormorants, *Phalacrocorax auritus*. *Journal of the World Aquaculture Society* 37.
- Winkelmann, C., Gerke, M., Hübner, H., Fricke, R., Graf, T., Schneider, J., Fetthauer, M. (2019): Abschlussbericht des Projektes - Biomanipulation als effektives Verfahren zur Wiederherstellung der Habitatfunktion des hyporheischen Interstitials (BIOEFFEKT). Projekt im Förderprogramm des BMEL, betreut durch den Projektträger BLE (ptble). Förderkennzeichen: 2813BM010-12

Analyse der ökologischen Belastungen durch Fahrgast- und Freizeitschiffahrt auf Seen in Deutschland: Erste Ergebnisse des DBU-Projektes SuBoLakes

Darshan Neubauer¹, Ralf Köhler¹, Ole Lessmann², Jörg Ostendorp³, Wolfgang Ostendorp³, Frank Peeters²

¹ Landesamt für Umwelt Brandenburg, Abteilung Wasserwirtschaft (W2), Referat Gewässerentwicklung (W26)

² AG Umweltphysik, Limnologisches Institut, Universität Konstanz

³ EcoDataDesign Consultant, Essen

Keywords: Schiffahrt, motorisierter Wassersport, ökologische Belastungen, Wellenschlag, Wasserrahmrichtlinie, Flächenverbrauch

Einleitung

Die motorisierte Freizeitschiffahrt hat in den letzten Jahrzehnten einen stetigen Zuwachs erlebt (Deutscher Tourismusverband, 2020; WIN, 2020). Eine Fortsetzung dieses Trends ist absehbar, was die Aufmerksamkeit von angewandter Umweltforschung und Gewässer- und Naturschutzbehörden erfordert, um diese Entwicklung möglichst umweltverträglich lenken zu können. Seeufer und ihre landseitigen Kontaktzonen gehören zu den am intensivsten beanspruchten Landschaftsräumen. Wesentliche treibende Faktoren sind neben Landwirtschaft und Siedlungsnutzung v. a. touristische und Erholungsnutzungen, insbesondere die private Freizeitschiffahrt, die touristisch genutzte Fahrgastschiffahrt und der Fährbetrieb. Die Auswirkungen der motorisierten Schiffahrt bestehen u. a. in (i) der Erzeugung von Wellen und damit verbundenen Erosionsvorgängen in der Flachwasserzone, die sich auf aquatische Lebensgemeinschaften auswirken und Unterwasserdenkmäler schädigen, (ii) der Inanspruchnahme von Wasserflächen für Infrastruktureinrichtungen wie Häfen, Steganlagen, Bojenfeldern und von Landflächen für Versorgungseinrichtungen, Parkplätze, Wasserungsanlagen, Landliegeplätze und (iii) der Degradation von Lebensräumen (Schwimmblattbestände, Uferröhrichte, Uferwälder) und der Beeinträchtigung von amphibischen Lebensgemeinschaften.

Vor diesem Hintergrund fördert die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) das Kooperationsprojekt SuBoLakes (Laufzeit 2021 - 2024; Kennz. 35825/01), das von der Arbeitsgruppe Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz (Koordination) und dem Referat W26 (Gewässerentwicklung) des Landesamts für Umwelt Brandenburg getragen wird. Ziel des Projekts ist es, eine Datengrundlage zu schaffen, um die ökologischen Auswirkungen durch die stark zunehmende Fahrgast- und Freizeitschiffahrt auf Seen besser abschätzen zu können, Szenarien für die Belastungen durch eine zukünftige Veränderung der Fahrgast- und Freizeitschiffahrt zu entwickeln und unter Einbeziehung von Belastungsgrenzen der Gewässer Handlungsempfehlungen abzuleiten. Dabei werden die Projektpartner durch zahlreiche „assozierte Partner“ aus unterschiedlichen Interessensbereichen unterstützt.

Das Projekt SuBoLakes folgt einem interdisziplinären Ansatz und bearbeitet verschiedene Themenbereiche, darunter die rechtlichen und organisatorischen Randbedingungen der Freizeit- und Fahrgastschifffahrt, die Neubewertung der bisherigen Faktenlage und Umweltbelastungen durch motorisierte Schifffahrt, die Messung und Modellierung von Schiffswellen, den Flächenverbrauch durch die ruhende Schifffahrt sowie die Analyse der Zusammenhänge zwischen Uferstrukturveränderungen und den Metrics von Qualitätskomponenten der WRRL wie Makrophyten und Makrozoobenthos.

Im ersten Projektjahr konzentrierten sich die Arbeiten auf die Methodenentwicklung, erste Datenerhebungen und auf die Analyse bereits vorhandener Wissensgrundlagen. In diesem Artikel werden vorläufige Ergebnisse zum rechtlichen Rahmen der motorisierten Schifffahrt, zu hydrophysikalischen Charakteristika unterschiedlicher Schiffswellentypen und zu den Auswirkungen der ruhenden Schifffahrt durch Infrastruktur und Flächenverbrauch vorgestellt.

Material und Methoden

Rechtliche Rahmenbedingungen

Um eine Übersicht des rechtlichen Rahmens und der an der Schifffahrt beteiligten Institutionen zu erstellen, werden die relevanten gesetzlichen Regelungen auf europäischer, Bundes- und Landesebene (Berlin und Brandenburg, Bayern, Baden-Württemberg) zusammengestellt. Um einen realitätsnahen Eindruck bestimmter Konfliktlagen durch die Nutzung von Seen oder Uferbereichen durch die Schifffahrt zu erhalten, haben wir uns an Landkreisverwaltungen, kreisfreie Städte, Naturparkverwaltungen sowie das Land Berlin gewendet. Der Austausch und die Zusammenarbeit mit den Naturpark- und Landkreisverwaltungen sowie dem Land Berlin diente in der Anlaufphase des Projektes der Auswahl der Seenkulisse und der Zusammenstellung der vorhandenen Problemlagen und soll im Laufe des Projektes gewässer- und problemspezifisch weiter vertieft werden.

Umweltbelastungen

Die Seenkulisse in Brandenburg wurde so ausgewählt, dass die folgende Nutzungsklassen hinsichtlich des Nutzungsdrucks durch die Schifffahrt repräsentiert sind:

- a) Intensiv genutzte (Fluss)Seen: Wassertouristisch genutzt mit großen Anlagen (Häfen, Bootscharter, Marinas) und Verbindung zum Wasserstraßennetz (sowohl Bundes- als auch Landeswasserstraßen)
- b) Extensiv genutzte Seen: Nutzung durch kleine Anlagen wie Stege, Wochenendhäuser, Bootsschuppen (sowohl Bundes- als auch Landeswasserstraßen)
- c) Naturnahe, nicht schiffbare Seen (oder nur für Elektroboote zugelassene Seen)

Die Identifizierung von Belastungsmerkmalen und die Auswahl der Seen stützt sich auf die Einschätzungen und Erfahrungen der Landkreisverwaltungen (Untere Wasser- und Naturschutzbehörden) und der Großschutzgebietsverwaltungen.

Schiffswellen

Zur Erfassung von Schiffswellen wurden experimentelle Techniken etabliert und eingesetzt. Mit Hilfe von im Uferbereich installierten Drucksensoren wurden hochaufgelöste Zeitserien von Druck gemessen, aus denen sich Welleneigenschaften ableiten lassen. Die Drucksensortechnik kann nur in

flachem Wasser eingesetzt werden, da das Drucksignal von Oberflächenwellen im offenen, tiefen Wasser exponentiell mit der Messtiefe abnimmt. Daher wurden Welleneigenschaften in der Tiefwasserzone mit einer Wellenboje gemessen.

Zur Auswertung der erfassten Daten und zur Identifikation und Charakterisierung von Schiffswellen wurde eine Analysesoftware entwickelt. Mit dieser Software können die Unterschiede von Wellen, die von verschiedenen Schiffen bei unterschiedlich großer Fahrgeschwindigkeit erzeugt werden, beschrieben und die Veränderung der Schiffswellen beim Einlaufen in die Uferzone charakterisiert werden.

Liegeplatzspezifischer Flächenverbrauch

Um die nautische Infra- und die touristische Suprastruktur sowie den Flächenverbrauch von Bootsstationierungsanlagen (BoStA) zu analysieren, wurde das *BoStA-MAP*-Verfahren als neues Kartierungs- und Auswertungswerkzeug entwickelt (Ostendorp & Ostendorp 2022a). Damit sollen ökologisch bedeutsame Eigenschaften von beliebigen BoStA erfasst, klassifiziert und quantifiziert werden. Die Umsetzung erforderte zunächst eine Präzisierung einiger wichtiger Begriffe, die konform mit einer etwaigen Verwendung in der Gesetzgebung und Rechtsprechung gefasst wurden. Damit soll eine Umsetzung des Verfahrens in die Praxis erleichtert werden. Das *BoStA-MAP*-Verfahren stützt sich auf mehrere Objekttypenkataloge und eine luftbildgestützte flächendeckende GIS-Kartierung der Anlagen.

Die Objekttypenkataloge beinhalten eine hierarchische Typologie von BoStA, Strukturelementen (STE), verorteten und nicht verorteten Ausstattungselementen (AE), weiteren Objekteigenschaften (#-Codes) sowie der funktionellen Widmungen (WID). Die Kartierung der Objekte sowie der zugehörigen Liegeplätze (LP) erfolgte mit ArcGIS und QGIS, unterstützt durch eine MS Access-Datenbank. Das Zusammenspiel von GIS-Anwendung und Datenbank-Inhalten ermöglichte weitreichende Auswertungsoptionen sowohl beim Liegeplatzmanagement (z. B. Genehmigungsverfahren) als auch für ökologische Fragestellungen (z. B. Seeuferstruktur-Klassifikation n. EG-WRRL, Modellierung von Emissionen).

Das *BoStA-MAP*-Verfahren wurde am Bodensee im Rahmen einer Stichprobenkartierung getestet. Hierbei wurden 29 zufallsgemäß ausgewählte Uferkilometer kartiert und anschließend die Ergebnisse mit jenen einer seeumfassenden Uferstruktur-Kartierung aus den Jahren 1999 bis 2001 verglichen (sog. „IBK-Kartierung“, vgl. Ostendorp & Ostendorp 2023). Diese IBK-Kartierung haben wir zuvor adaptiert, um den Flächenverbrauch durch BoStA für den gesamten Bodensee auf einer stark generalisierten Betrachtungsebene zu ermitteln. Eine vollständige Kartierung des Bodensees nach dem *BoStA-MAP*-Verfahren war im Rahmen des SuBoLakes-Projektes nicht möglich.

Ergebnisse

Seenkulisse Berlin-Brandenburg

Brandenburg ist das seenreichste Bundesland in Deutschland. Betrachtet man nur die Seen und Flusseen mit einer Fläche von mindestens 5 ha, so ergibt sich für Berlin und Brandenburg bei einer Anzahl von ca. 1.200 Wasserkörpern eine Gesamtfläche von etwa 436 km². Die Anzahl der schiffbaren (Fluss-)Seen hingegen beziffert sich auf 154 Wasserkörper und nimmt jedoch mit rund 242 km² etwa 36 % der gesamten Wasseroberfläche ein. Das schiffbare Gewässernetz in Brandenburg teilt sich in Bundeswasserstraßen und schiffbare Landesgewässer auf. Hinzu kommen Seen, welche nach der brandenburgischen Elektromotorbootverordnung (BbgEMV) nur mit Booten mit

Elektroantrieb bis zu einem kW befahrbar sind. Bundeswasserstraßen bezeichnen schiffbare Gewässer, welche sich im Eigentum des Bundes befinden. Die Anforderungen an die Schifffahrt auf Bundeswasserstraßen werden durch das Bundeswasserstraßengesetz geregelt (BWaStrG). Die Verwaltung der Bundeswasserstraßen liegt in der Zuständigkeit der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV). Schiffbare Landesgewässer sind landeseigene oder kommunale Gewässer, auf denen die Schifffahrt durch die brandenburgische Landesschifffahrtsverordnung (LSchiffV) geregelt wird. Zuständig für den Verkehr und die Schifffahrt auf Landesgewässern ist das brandenburgische Landesamt für Bauen und Verkehr (LBV). In Berlin und Brandenburg gibt es 154 schiffbare Seen, wovon 122 Bundeswasserstraßen sind und nur die restlichen 32 unter der brandenburgischen Landesschifffahrtsverordnung fallen. Von der Gesamtfläche der schiffbaren Brandenburger Gewässer sind somit 170 km² (71 %) Bundeswasserstraßen und 70 km² (29 %) Landeswasserstraßen.

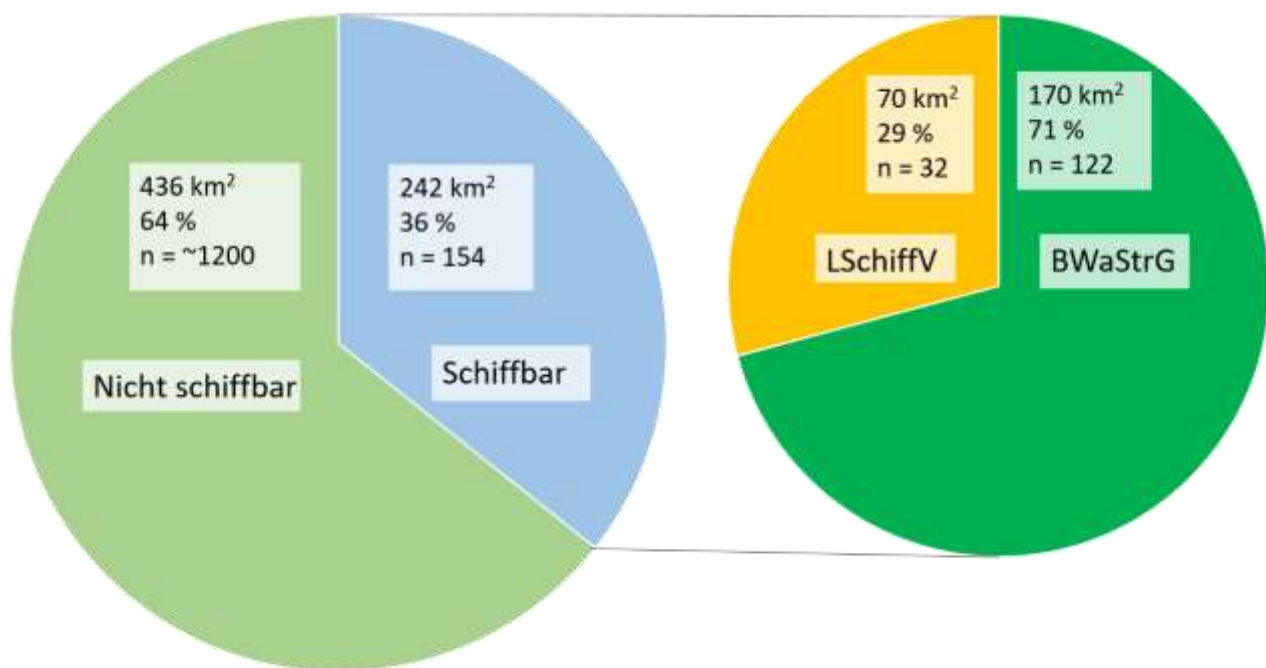


Abb. 1: Kreisdiagramme über die Verteilung schiffbarer und nicht-schiffbarer Seen (>5 ha) in Berlin und Brandenburg (links) sowie über die Aufteilung von Bundes- und Landeswasserstraßen der schiffbaren Seen (rechts).

Viele Seen, auch solche, die für die Schifffahrt freigegeben sind, liegen ganz oder teilweise in Schutzgebieten oder grenzen an solche an. Von der gesamten Fläche schiffbarer Seen in Berlin und Brandenburg liegt 16 % in FFH-Gebieten und 18 % in Vogelschutzgebieten (SPA). In manchen Fällen gehen Schutzgebiete lediglich bis zur Grenze eines Wasserkörpers, somit liegt der Uferbereich in einem geschützten Gebiet, während die Wasserfläche nicht mehr dazu gehört. Berücksichtigt man dies, so sind 23 % der Uferbereiche schiffbarer Gewässer FFH-Gebiete und 15 % SPA-Gebiete.

Physikalische Welleneigenschaften

Am Bodensee wurden mehrere Freiland-Messkampagnen durchgeführt, in denen die Wellenausbreitung von Katamaranen und Kursschiffen im offenen Wasser und in der Uferzone gemessen wurden. Außerdem wurden in brandenburgischen Seen (Röblinsee und Ruppiner See) die Wellenerzeugung von Fahrgastschiffen und Sportbooten erfasst.

Die mit der Wellenboje gemessenen und die mit den Drucksensordaten berechneten Oberflächenauslenkungen in der Flachwasserzone stimmen sehr gut überein (Abb. 2). Dies bestätigt, dass man mit der Wellenboje zuverlässig Schiffswelleneigenschaften bestimmen kann.

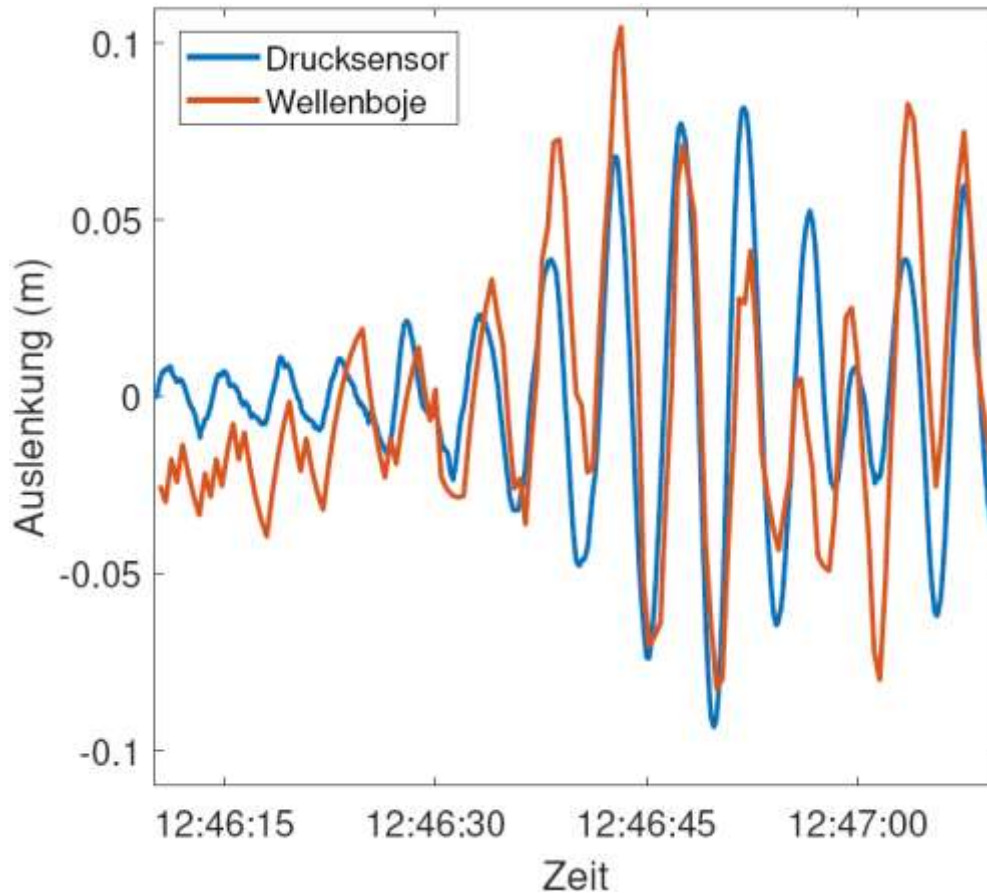


Abb. 2: Oberflächenauslenkung einer Katamaranwelle im Bodensee. Die Ergebnisse von Wellenboje und Drucksensor stimmen gut überein

Die entwickelte Analysesoftware ermöglicht die Identifikation und Charakterisierung von Schiffswellen. Erste Ergebnisse zeigen, dass sich die Eigenschaften der von Katamaranen und Kursschiffen erzeugten Wellen unterscheiden und dass sich die Wellen beim Einlaufen in flacheres Wasser der Uferzone unterschiedlich verändern (Abb. 3). Beim Einlaufen der Wellen ins flachere Ufer (von Station S1 nach S3; vgl. Abb. 3D-E) nimmt die Wellenhöhe und der Energiefluss zum Ufer generell ab (S1-S3 Abb. 3A, 2C). Im Vergleich zu den meisten traditionellen Fahrgastschiffen haben die Wellen des Katamarans im tiefen Wasser etwas niedrigere Wellenhöhen aber deutlich größere Perioden und Wellenlängen (Station S1 Abb. 3A-B). In der ufernahen Zone ist der Energiefluss durch Wellen des Katamarans aber etwa gleich groß wie der Energiefluss durch Wellen von Fahrgastschiffen, die im tiefen Wasser die größeren Wellen erzeugen (Station S3 Abb. 3C).

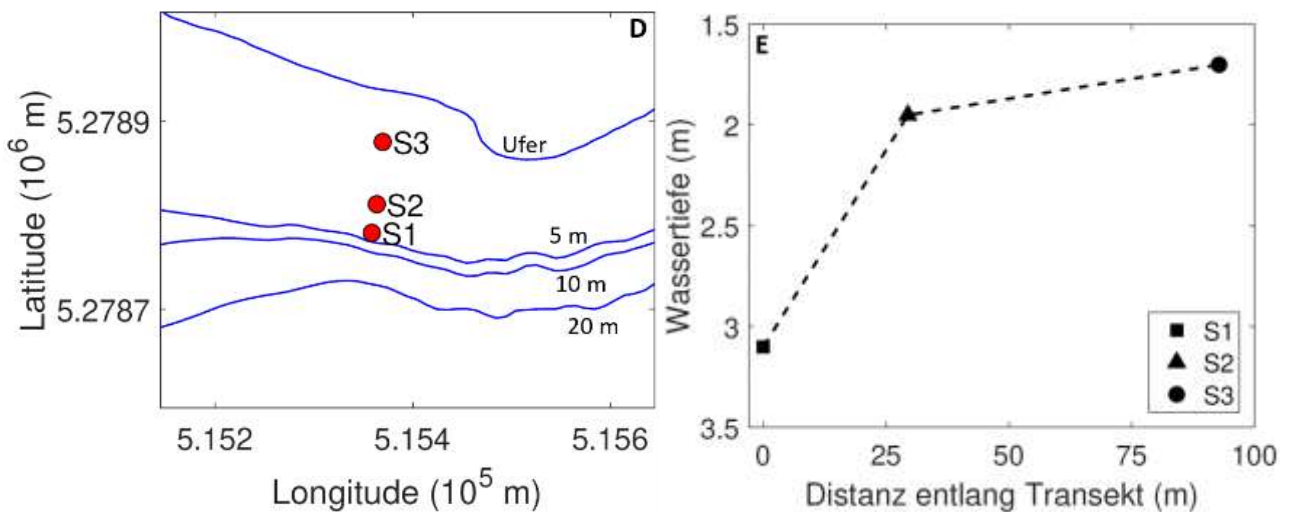
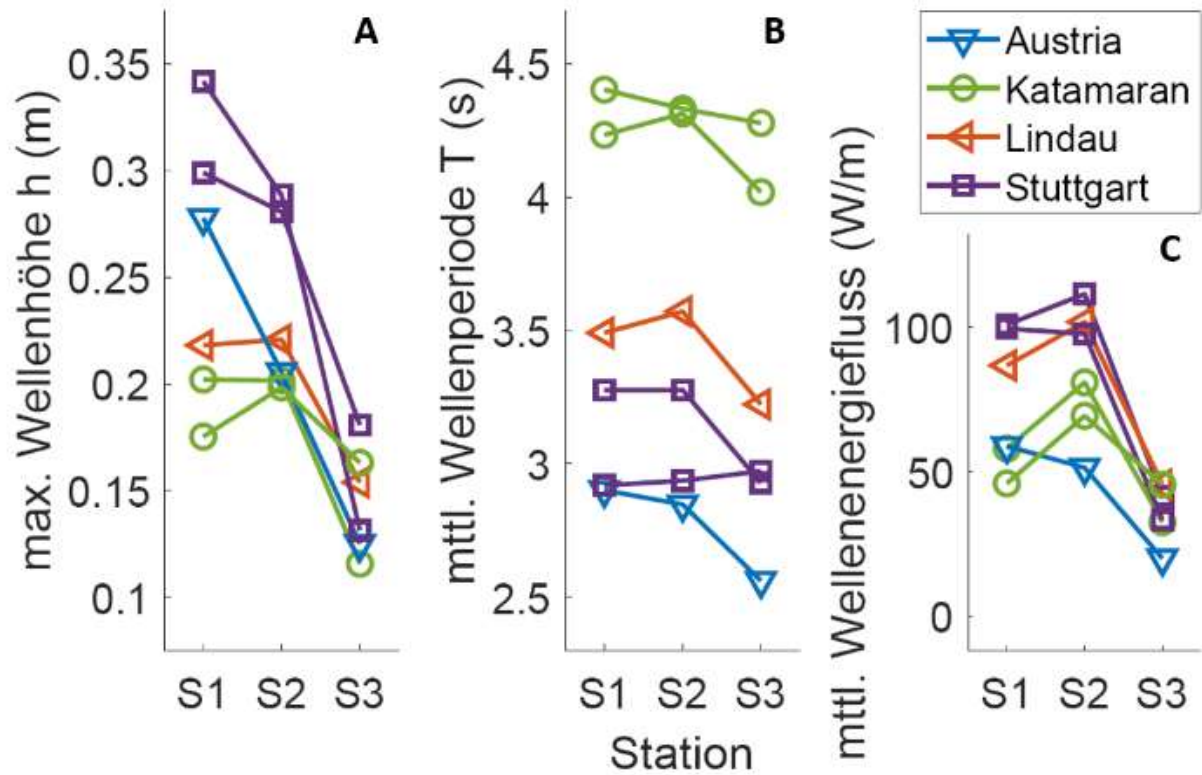


Abb. 3: (A-C) Charakteristische Eigenschaften von Schiffswellen und deren Veränderung auf einem ufernahen Transekt. Gemessen wurden Schiffswellen, die vom Katamaran und von verschiedenen traditionellen Fahrgastschiffen (MS Austria, MS Lindau, MS Stuttgart) erzeugt werden. (D) Lage der Stationen im Konstanzer Trichter des Bodensees, (E) Wassertiefe an den drei Messstationen.

Erste Analysen in der Flachwasserzone im Röblinsee bestätigen, dass mit zunehmender Schiffsgeschwindigkeit die maximale Wellenhöhe zunimmt. Da Hausboote in der Regel langsamer fahren, waren die erzeugten Wellen vergleichsweise kleiner als die von Sportbooten und Yachten, welche im Beobachtungszeitraum die erlaubte Höchstgeschwindigkeit (12 km/h) häufig überschritten (Abb. 4).

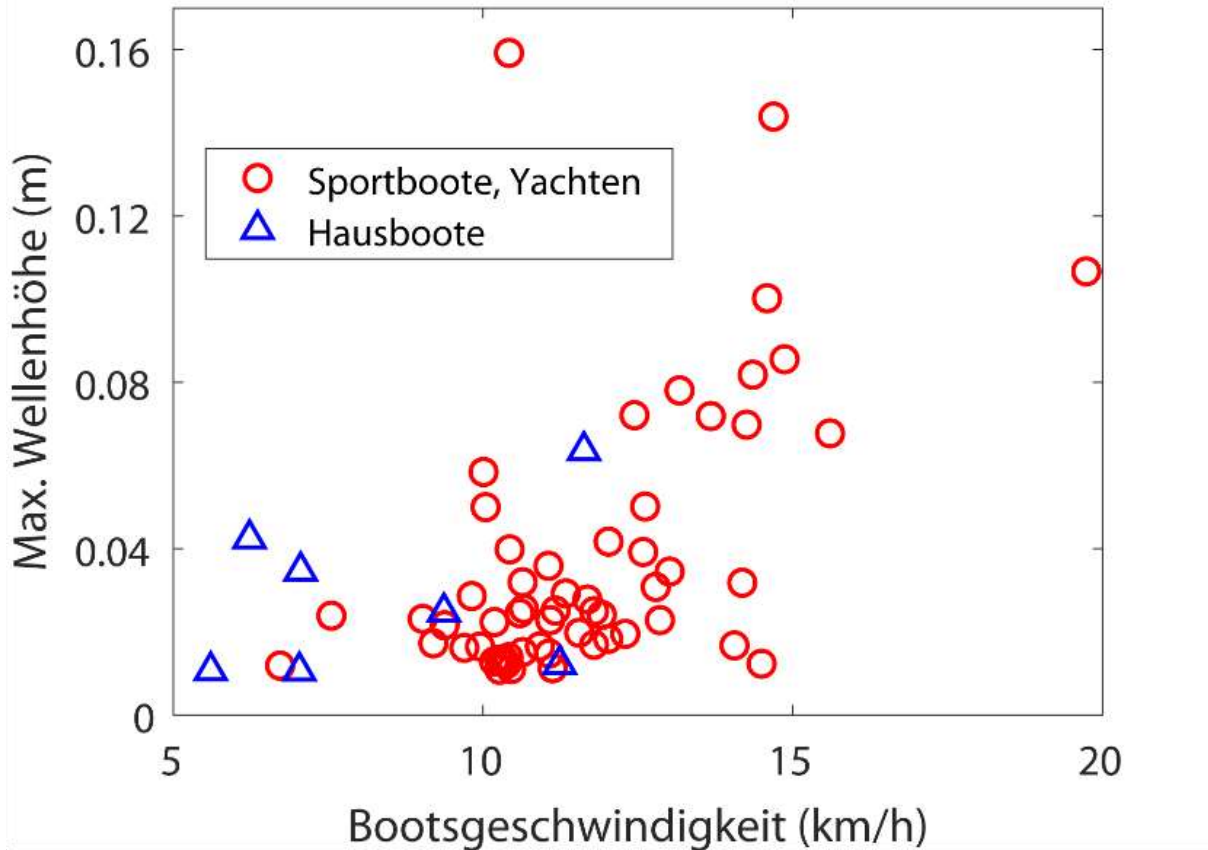


Abb. 4: Maximale Wellenhöhe bei verschiedenen Schiffsgeschwindigkeiten unterschiedlicher Bootstypen. Die Analyse stützt sich auf Drucksensormessungen im Rößlinsee bei einer Wassertiefe von 1,9 m.

Bootsstationierungsanlagen, Liegeplätze und ihre Eigenschaften

Bootsstationierungsanlagen (BoStA) beinhalten nach unserer Begriffsfassung *Anlagen und Vorrichtungen, die der Bereitstellung und dem Betrieb von Liegeplätzen für stillliegende Wasserfahrzeuge, einschließlich der funktionell und zugleich räumlich zugehörigen Infra- und Suprastruktur dienen*. Die weitere Differenzierung der BoStA ergibt sich aus dem BoStA-Typenkatalog (Tabelle 1).

Der primäre Zweck von BoStA ist die Bereitstellung und der Betrieb von **Liegeplätzen**. Die Einheit „Liegeplatz“ bzw. die Zahl der Liegeplätze in einer BoStA sind wichtige Bezugsgrößen sowohl für die Charakterisierung der Umweltauswirkungen, als auch für das Liegeplatzmanagement durch Betreiber und Behörden. Ein *Liegeplatz* ist nach unserer Begriffsfassung ein *wasserseitiger Ort (Wasserliegeplatz) oder ein landseitiger Ort (Trockenliegeplatz) unter freiem Himmel oder in einem Gebäude, an/in dem ein Wasserfahrzeug längerfristig oder immer wiederkehrend verankert ist oder festgemacht ist oder betriebsbereit aufbewahrt wird*. Damit in Zusammenhang steht die **Liegefläche** als Fläche (m²) eines Liegeplatzes oder einer Gruppe von Liegeplätzen.

Tabelle 1: Übersicht der Typen von Bootsstationierungsanlagen (BoStA), Stand Januar 2013^(*).

Code	Bezeichnung	Code	Bezeichnung
1	Verankerte Liegeplätze	4	Bootsunterstände
1.1	Ankerplatz	4.1	Bootsschuppen
1.2	Ankerboje	4.2	Bootshaus
1.9	verankerte Liegeplätze (sonst.)	4.9	Bootsunterstände (sonst.)
2	Anbindepfähle und Mauerliegeplätze	5	Häfen und Marinas
2.1	Anbindepfahl	5.1	Kleinsthafen
2.2	Mauerliegeplatz	5.2	Hafen
2.9	Pfähle u. Mauern (sonst.)	5.3	Marina
3	Bootsstege	5.9	Häfen/Marinas (sonst.)
3.1	Bootssteg/Pfahlsteg	6	Landliegeplätze
3.2	Bootssteg/Schwimmsteg	6.1	Strandliegeplatz
3.3	Bootssteg (sonst.)	6.2	Trockenlager
3.4	Bootssteganlage/Pfahlstege	6.3	Bootsgarage
3.5	Bootssteganlage/Schwimmstege	6.4	Bootshalle
3.6	Bootssteganlage (sonst.)	6.9	Landliegeplätze (sonst.)
3.9	Stege (gemischt, sonst.)	9	Sonstige
		9.1	Bootsstationierungsanlagen (sonst.)

(*) Die Tabelle kann von Darstellungen in älteren Publikationen abweichen.

Liegeplätze werden im europäischen und deutschen (Binnen-)Schifffahrtsrecht behandelt (UNECE 2015, BinSchStrO), eine Begriffsbestimmung fehlt jedoch. Das deutsche Wasserrecht (WHG) kennt den Begriff des *Liegeplatzes* nicht. Wasserrechtlich gesehen ist das Zuwasserlassen von Wasserfahrzeugen zum Zweck des Befahrens eines Gewässers kein Benutzungstatbestand, insbesondere keine Einbringung von Stoffen im Sinne des § 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG. Es handelt sich entweder um die Ausübung des Gemeingebrauchs (§ 25 WHG) oder um Schifffahrt, die den schifffahrtsrechtlichen Bestimmungen unterliegt. Folglich ist auch die stillliegende Schifffahrt auf Liegeplätzen keine Gewässerbenutzung, weswegen auch keine wasserrechtliche Genehmigungspflicht für den Liegeplatz selbst besteht.

Liegeplätze stehen allerdings oft, aber keineswegs immer, im Zusammenhang mit *Anlagen in, an, über und unter oberirdischen Gewässern* i.S.v. § 36 (1) WHG. Zu solchen Anlagen zählen insbesondere Stege, Hafenanlagen und Anlegestellen (§ 36 (1) Satz 2 Ziff. 1 WHG), aber auch Bojen und Slipanlagen. Gewöhnlich sind diese beispielhaft genannten Anlagen funktionell dazu bestimmt, Liegeplätze einzurichten und zu betreiben. Damit sind sie untrennbar mit diesen verbunden, womit u. U. auch die Liegeplatz-Flächen Teil einer solchen Anlage sein können.

Demnach sind „behördlich registrierte“ (d. h. mit einer Anlage verbundene) und „faktische“ (Anlagen gebundene und nicht gebundene) Liegeplätze zu unterscheiden. Unsere Auswertungen erstrecken sich auf die faktischen Liegeplätze.

Eine reale BoStA kann als dreidimensionale Raumstruktur aufgefasst werden, die sich entsprechend ihrer Widmung aus einzelnen elementaren Objekten, den „**Strukturelementen**“ (STE) zusammensetzt. Gemeinsam ist allen Strukturelementen, dass sie, auf die Erdoberfläche projiziert, eine bestimmte Fläche einnehmen. Strukturelemente sind z. B. ein Steggerüst, die zugehörige Liegefläche von Booten an diesem Steg, Navigationswasserflächen oder landwärtige Gebäude bzw. Freiflächen (Abbildung 5). Insgesamt haben wir 53 STE-Objekttypen unterschieden.



Abb. 5: Beispiel einer BoStA-MAP-Kartierung eines Komplexes aus zwei Bootsstationierungseinheiten mit mehreren Strukturelementen (farbige Polygone: blau – wasserseitig, grün – landseitig, rot – Gebäude) und Liegeplätzen (rote Punkte) in Fußach (Rheindelta, Bodensee-Obersee; Luftbild-Datenquelle: Land Vorarlberg – data.vorarlberg.gv.at)

Eine BoStA enthält darüber hinaus Einrichtungen oder Funktionen (**Ausstattungs-elemente**, AE), die für den Regelbetrieb oder den Gefahrenfall der BoStA von erheblicher Bedeutung sind, aber im Unterschied zu Strukturelementen z. B. ortsungebundene Service-Leistungen darstellen, keine nennenswerten (Projektions-)Flächen einnehmen oder in Gebäuden untergebracht sind. Insgesamt werden 5 verortete und 73 nicht verortete Objekttypen unterschieden. Ungeachtet ihres geringen Flächenbedarfs bzw. ihrer Unterbringung in Mehrzweck- oder Funktionsgebäuden können die ökologischen Auswirkungen der AE erheblich sein.

Die Fläche, die im Ist-Zustand durch BoStA in Anspruch genommen wird, kann mit der **BoStA-Potentialfläche** (A_{pot}) verglichen werden. Sie repräsentiert die Fläche, die von Bootsstationierungsanlagen genutzt bzw. überbaut worden ist oder potentiell hätte überbaut werden können. Ausschlaggebend sind die naturräumlichen Verhältnisse (v. a. Relief), sowie der historische Wohn-, Gewerbe- und Industriegebäudebestand um 1900 (Bodensee), also wenige Jahre vor Ausbau der ersten Sportboothäfen.

Die Objekttypenkataloge der Bootsstationierungsanlagen und Strukturelemente orientieren sich primär an strukturellen Merkmalen. Daneben ist auch die **Widmung** (WID) einer realen Fläche von Interesse, die dem Objekt als Attribut beigegeben ist. Die Widmung kann einerseits für die BoStA

insgesamt angegeben werden (z. B. „Sportschiffahrt“ für einen Hafen), zum anderen zusätzlich detailliert für jedes einzelne Strukturelement (z. B. „Verkehr...“ für eine Promenade). Damit ist auch eine datenbankgestützte Differenzierung von Einrichtungen für die Berufs- oder die Sportschiffahrt sowie von Flächen für den allgemeinen Publikumsverkehr bzw. touristische Zwecke möglich. Der Fokus liegt im vorliegenden Zusammenhang auf der Schiffahrt.

Für die Beurteilung der ökologischen Auswirkungen bzw. des Gefahrenpotentials im Zusammenhang mit Liegeplätzen kann der Wasseraustausch mit dem freien See maßgeblich sein, insbesondere im Falle einer möglichen Havarie (*Wasseraustauschpotential*, WA). Um diesen Aspekt in zukünftigen Untersuchungen berücksichtigen zu können, wird im GIS ein die Potential- und BoStA-Flächen überlappender Hilfslayer zum Verschnitt mit Liegeplätzen und bedarfsweise mit Strukturelementen vorgehalten. Für Flächen, deren Wasseraustausch eingeschränkt ist, wird im GIS als zusätzlicher Parameter diejenige Strecke ermittelt, über die der Wasseraustausch noch ungehindert erfolgen kann (sog. „Mündungsbreite“). Außerdem kann die Entfernung eines jeden einzelnen Liegeplatzes zu dieser „Mündung“ und somit zur freien Seefläche berechnet werden.

Die genannten Merkmale des BoStA-MAP-Verfahrens (Strukturelemente, Ausstattungselemente, Liegeplätze) wurden auf Basis von Luftbildquellen im GIS digitalisiert und die Ergebnisse in einer strukturierten Datenbank (MS Access) zusammengeführt. Die Ergebnisse zum Flächenverbrauch am Bodensee gemäß IBK-Kartierung sind in Ostendorp & Ostendorp (2022b) dargestellt.

Das BoStA-MAP-Verfahren wurde an 29 stichprobenartig ausgewählten Uferabschnitten des Bodensee getestet (Ostendorp & Ostendorp 2023). Dabei wurden u. a. der liegeplatzspezifische Flächenverbrauch ermittelt (Ostendorp & Ostendorp 2022c, 2023).

Diskussion

Obwohl zum jetzigen Zeitpunkt die für das Projekt erforderliche Erhebung und Auswertung von Daten noch nicht abgeschlossen ist, zeichnet sich die Konfliktlage zwischen den Interessen der Schiffahrt und des motorisierten Wassersports und den Zielen des Gewässer- und Naturschutzes bereits in verschiedenen Bereichen ab. Dass ca. 16-25 % der Gewässerflächen oder der Uferbereiche schiffbarer Seen in Berlin und Brandenburg nach FFH oder SPA Richtlinien geschützt sind, zeigt, dass die (Freizeit-) Schiffahrt viele Berührungspunkte und Überschneidungen mit Flächen und Ökosystemen hat, die aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes besonders schützenswert sind. Viele Wassertouristen und Freizeitskipper wissen abgelegene und naturnahe Wassersportreviere für Erholungszwecke zu schätzen. Nicht zuletzt hat Wassertourismus für die lokale Wirtschaft in ländlichen Regionen eine hohe finanzielle Bedeutung, weshalb von Politik, Gewerbetreibenden und Wassersportverbänden der Ausbau und die Förderung von Wasserstraßen und Wassersportrevieren für die Freizeitschiffahrt gefordert und unterstützt wird (BMVI, 2022: Masterplan Freizeitschiffahrt). Den Gewässer- und Naturschutz stellt dies jedoch vor große Herausforderungen, da insbesondere naturnahe und von menschlichen Aktivitäten wenig gestörte Wasser- und Uferbereiche für die Ökologie einen unersetzbaren Stellenwert haben.

Zwar bilden Gesetze, Verordnungen, Erlasse und Richtlinien die rechtliche Grundlage zur Regelung der Schiffahrt und der Infrastruktur am und auf dem Wasser, doch die Auslegung, Einhaltung oder der Vollzug der geltenden Rechtsvorschriften werden nicht flächendeckend gleich gehandhabt oder eingehalten. Die fehlende oder unzureichende Kontrolle der Einhaltung geltender Vorschriften auf oder am Wasser wird in Brandenburg öfters als Problem erwähnt. Beispielsweise wird die Einhaltung der erlaubten Höchstgeschwindigkeit auf dem Wasser selten kontrolliert. Viele private Sportboote überschreiten die erlaubte Höchstgeschwindigkeit um ein Vielfaches, was zu höheren Wellen und

einem deutlich stärkeren Wellenschlag im Uferbereich führt. Dies wurde auch während der Feldkampagne am Ruppiner See und am Röblinsee beobachtet: Kleinere Motorboote mit überhöhter Geschwindigkeit verursachen viel stärkere Wellen als beispielsweise große Fahrgastschiffe (eine detaillierte Quantifizierung dieser Beobachtungen wird weiterer Bestandteil der Auswertung sein). Die mangelnde Kontrolle auf Seen betrifft jedoch nicht nur die Fahrgeschwindigkeit, sondern auch beispielsweise die Einhaltung von Kapazitätsgrenzen (begrenzte Anzahl an zulässigen Booten auf einem See) oder sogar manchmal die Befahrung für die Schifffahrt gesperrter Seen.

Die Höhe und Energie von Wellen hängen vom Bootstyp und von der Fahrgeschwindigkeit ab, sowie von der Morphologie der Uferzone. Die Interpretation der Welleneigenschaften in Bezug auf die Auswirkung der Wellen auf die Uferzone muss die spezifischen Bedingungen des jeweiligen Sees berücksichtigen. Beispielsweise ist die typische Wellenhöhe der Schiffswellen im Röblinsee niedriger als im Bodensee, jedoch können auch diese niedrigen Wellen eine Auswirkung auf Uferstrukturen und Röhrichtbestände haben, da die Anzahl der an einem Uferabschnitt vorbeifahrenden Boote im Röblinsee sehr viel größer ist als im Bodensee. Um eine gesamtheitliche ökologische Sicht zu erhalten ist es daher wichtig, einzelne Belastungstypen zu identifizieren und diese mit Vorkommensintensitäten zu koppeln. Denn starke aber seltene Störereignisse haben andere Effekte als schwache und häufige Störungen, jedoch wirken sich beide Fälle auf die Umwelt aus und sollten systematisch erfasst und beschrieben werden.

Das BoStA-MAP-Verfahren hat sich als praktikables Werkzeug erwiesen, um den Flächenverbrauch und die Struktur von beliebigen Bootsstationierungsanlagen zu erfassen. Insgesamt haben wir 26 unterschiedliche BoStA-Typen unterschieden, die sich aus flächenhaften „Strukturelementen“ (STE, 53 Objekttypen) und höchsten kleinflächigen „Ausstattungs-elementen“ (AE, 5 verortete und 73 nicht verortete Objekttypen) zusammensetzen. Das Verfahren wurde im Rahmen einer Stichprobenkartierung am Bodensee getestet und mit einer älteren Uferstruktur-Kartierung der Internationalen Bodensee-Konferenz (IBK) verglichen. Der auf diese Weise ermittelte absolute und liegeplatzspezifische Flächenverbrauch durch BoStA am Bodensee ist in Ostendorf & Ostendorf (2022b, 2022c, 2023) dargestellt. Die am Bodensee begonnenen Erhebungen sollen an ausgewählten Seen in Brandenburg und Bayern fortgesetzt werden. Wir gehen davon aus, dass sich in Abhängigkeit von den naturräumlichen Voraussetzungen und der rechtlichen Situation Unterschiede zwischen den Wassersportrevieren ergeben, die Optionen einer Begrenzung des Flächenverbrauchs und damit der Umweltbelastungen eröffnen.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Der wachsende Nutzungsdruck durch die Schifffahrt und den motorisierten Wassersport auf Seen führt zunehmend zu Interessenskonflikten zwischen Nutzungen und Gewässerschutz. Obwohl viele Gesetze und Richtlinien den Bootsverkehr reglementieren und Rahmenbedingungen für eine umweltverträgliche Nutzung der Gewässer festlegen, zeigt sich ein Defizit in der Umsetzung und den Vollzug dieser Rahmenbedingungen. Allein die Überschreitung der Fahrgeschwindigkeit in Ufernähe um wenige km/h beeinflusst die Wellendynamik maßgeblich und hat somit eine Vielzahl an ökologischen Auswirkungen, wie beispielsweise verstärkte Erosionsprozesse am Ufer oder die Störung von litoralen Habitaten und Artengemeinschaften. Die ökologischen Auswirkungen der motorisierten Schifffahrt begrenzen sich jedoch nicht nur auf fahrende Boote auf dem Wasser, sondern betreffen auch die liegende Schifffahrt auf oder am Wasser durch die Inanspruchnahme von Wasser- und Landflächen für die begleitende Infrastruktur. Dieses Projekt verdeutlicht, dass die Auswirkungen der Schifffahrt und des motorisierten Wassersports komplex und vielseitig sind. In

Betracht zunehmender externer Stressfaktoren auf aquatische Ökosysteme (u.a. Wasserknappheit, Klimawandel, Biodiversitätsrückgang), sollte es höchste Priorität sein, weitere Belastungen für die Ökologie der Gewässer zu verhindern. Diese Aufgabe erfordert jedoch ein Umdenken und gemeinsame Bemühungen von allen beteiligten Akteuren: Forschung, Behörden und Nutzer*innen.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des SuBoLakes-Projekts durchgeführt, das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanziell gefördert wird (Förderkennzeichen 35825/01) und am Limnologischen Institut der Universität Konstanz koordiniert wird (www.subolakes.de).

Literatur

- BMVI - Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (Hrsg.) (2022): Masterplan Freizeitschifffahrt.
- Deutscher Tourismusverband (2020): Zahlen. Daten. Fakten. Das Tourismusjahr 2019 im Rückblick.
- OSTENDORP, W. & OSTENDORP, J. (2022a): Typisierung von Bootsstationierungsanlagen (BoStA), ihrer Struktur- und Ausstattungselemente. - Bericht der AG Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Konstanz, 28 S.
- OSTENDORP, J. & OSTENDORP, W. (2022b): Flächenbedarf der Bootsstationierungsanlagen (BoStA) am Bodensee. Bericht der AG Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Konstanz, 31 S. + Anlage.
- OSTENDORP, J. & OSTENDORP, W. (2022c): Liegeplatzspezifischer Flächenverbrauch von Bootsstationierungsanlagen: Verfahrenserprobung (BoStA-MAP) und Stichprobenkartierung am Bodensee. – Bericht der AG Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz für das SuBoLakes-Projekt. Konstanz, 24 S.
- Ostendorp, W., Ostendorp, J. (2023): Flächenverbrauch durch die Sportschifffahrt am Bodensee (BoStA-MAP-Verfahren). In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Ergebnisse der Jahrestagung 2022 (Konstanz), Essen 2023.
- WIN - Wassertourismus Initiative Nordbrandenburg (2020): Gesamtkonzept zur wirtschaftlichen Bedeutung und zu den Perspektiven des Wassertourismus in der Region der Wassertourismus Initiative Nordbrandenburg (WIN-Region) unter besonderer Berücksichtigung des Finowkanals. Siehe auch die Webseite des Ministeriums für Wirtschaft, Arbeit und Gesundheit Mecklenburg-Vorpommern: Wassertourismus in MV.

Quellschutz in der Praxis – Aktivitäten des LBV zu Optimierung und Erhalt von Quellstandorten in Bayern

Eva Schubert¹, Ralf Hotzy¹ & Malvina Hoppe¹

¹ LBV, Eisvogelweg 1, 91161 Hilpoltstein

Keywords: Quellen; Quellschutz; Renaturierung; Handlungsanleitung; LBV; LfU; Gewässerschutz

Einleitung

Der bayerische Naturschutzverband LBV setzt sich bereits seit Anfang der 1990er Jahre für einen flächendeckenden Quellschutz in Bayern ein. Während zu Beginn zunächst kleinere regionale Projekte im Fokus standen, wurden bereits wenige Jahre später mehrere große Quellschutzprojekte mit verschiedenen Kooperationspartnern durchgeführt (darunter ein LIFE-Natur-Projekt (2004-2007), ein Waldquellenprojekt (2007-2011) und das Aktionsprogramm Quellen (2001 bis 2008)). Als zentrales Ergebnis des Aktionsprogramms Quellen, das in Kooperation mit dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) durchgeführt wurde, entstand eine dreibändige Handlungsanleitung für den Quellschutz.

Wichtige Grundlagenarbeit

Die Handlungsanleitung wurde im Jahr 2008 in der Reihe UmweltSpezial des Bayerischen Landesamtes für Umwelt veröffentlicht. Der nach wie vor gültige erste Teil „Bayerischer Quelltypenkatalog“ (LfU 2008 a) enthält einen Überblick über die verschiedenen Quellformen in Bayern. Der zweite Teil „Quellerfassung und -bewertung“ (LfU 2008 b) beinhaltet eine Methodik zur Zustandserfassung und zur Bewertung von Quellen. Der dritte Teil „Maßnahmenkatalog für den Quellschutz“ (LfU 2008 c) gibt praktische Hinweise zur Umsetzung von Renaturierungs- und Optimierungsmaßnahmen. Mit diesen Materialien wurde eine einzigartige und umfassende Grundlage für die Quellschutzarbeit vorgelegt. Der LBV konnte auf Basis dieser Handlungsanleitung, oft mit Förderung durch den Freistaat Bayern, in den letzten Jahren zahlreiche Maßnahmen zur strukturellen Aufwertung von Quellen umsetzen.

Überarbeitung der Handlungsanleitung für den Quellschutz

In den vergangenen Jahren zeigte sich, dass eine Aktualisierung des zweiten und dritten Teils der Handlungsanleitung für den Quellschutz notwendig wurde. Daher wurden diese beiden Teile in den Jahren 2021 und 2022 überarbeitet und auf den neuesten Stand gebracht. Bei der Aktualisierung des Teils 2 „Quellerfassung“ wurde zum einen die Kartieranleitung angepasst, zum anderen wurde der knapp 20 Jahre alte Quellerfassungsbogen so modifiziert, dass er neuen technischen Entwicklungen entspricht.

Der dritte Teil der Handlungsanleitung, der Maßnahmenkatalog für den Quellschutz, ist ein wichtiges Werkzeug für all Jene, die selbst Maßnahmen an Quellen planen. Insbesondere für Kommunen stellt er eine wertvolle Arbeitsgrundlage im Quellschutz dar. Aus diesem Grunde sollten die neueren Erkenntnisse aus den Projekten anschaulich und nachvollziehbar der Allgemeinheit zugänglich

gemacht werden. Bei der Aktualisierung flossen Erfahrungen und Erkenntnisse aus der praktischen Quellschutzarbeit der vergangenen Jahre ein. Anhand zahlreicher Steckbriefe werden zudem konkrete Praxisbeispiele zur Renaturierung von Quellen vorgestellt.

Die Handlungsanleitung für den Quellschutz ist unter www.bestellen.bayern.de abrufbar.

Quellschutz in der Praxis

Das in Kooperation mit dem LfU durchgeführte Projekt „*Quellschutz in Bayern*“ besteht seit 2009 und ist das Nachfolgeprojekt zum Aktionsprogramm Quellen. Ein Schwerpunkt des Projektes ist die Beratung von Quellschutzinteressierten, z.B. Kommunen, Forstmitarbeitern, Vertretern von Ämtern und die Schulung von Multiplikatoren. Eine weitere wesentliche Zielsetzung ist es, möglichst umfassend Maßnahmen zu initiieren, die den Erhalt, die Optimierung oder die Wiederherstellung von Quellen sowie deren Umfeld und der Oberläufe zum Ziel haben (s. Abbildung 1). Die Erfassung des Ist-Zustandes und die Erarbeitung von Maßnahmevorschlägen gehen dem voran.

Mögliche Maßnahmen an Quellen



Abb. 1: Mögliche Maßnahmen an beeinträchtigten Quellen

In den vergangenen Jahren konnten bereits zahlreiche Maßnahmen an verschiedensten Quellstandorten in Bayern initiiert und umgesetzt und so ein wesentlicher Beitrag zum Schutz und Erhalt von Quellen und der auf sie angewiesenen Tier- und Pflanzenwelt geleistet werden. Dabei hat es sich bewährt, dass der LBV bei geplanten oder zur Umsetzung anstehenden Quellschutzmaßnahmen zur Unterstützung herangezogen werden konnte. Dies wurde sowohl von den

Fachbehörden, aber auch von den Ämtern für ländliche Entwicklung, Kommunen, dem Forst oder auch Privatpersonen in Anspruch genommen.

Übergreifende Ziele

Das übergreifende Ziel des Quellschutzes ist es, den fortschreitenden Schwund des Lebensraums Quelle aufzuhalten. Trotz Schutzstatus als geschütztes Biotop nach §30 BNatSchG kommt es nicht selten dazu, dass intakte Quellen auch heute noch auf verschiedenste Art und Weise beeinträchtigt werden. Die Verhinderung von schädlichen Eingriffen, die teils aus Unkenntnis, teils durch bewusste Missachtung der Rechtslage entstehen, ist eine wichtige Herausforderung im Quellschutz. Der Erhalt von unbeeinträchtigten und naturnahen Quellen *muss* das oberste Ziel im Quellschutz sein.

Bei bereits beeinträchtigten Quellen ist das zentrale Ziel, die Ursachen für die Beeinträchtigung zu beseitigen und einen naturnahen Zustand herbeizuführen. Dabei müssen auch das Umfeld der Quelle und der Quellbach berücksichtigt werden. Sind noch naturnahe Reststrukturen erhalten und nur Teilbereiche von der Beeinträchtigung betroffen, kommt dem Erhalt dieser ursprünglichen Bereiche oberste Priorität zu. Als Leitbild dient dabei die ursprüngliche Form des Quellaustrittes, wie sie vor dem Eingriff des Menschen an dem jeweiligen Standort bestand.

Das Renaturierungsziel muss an die jeweilige Situation angepasst werden, wobei man sich dabei an der Machbarkeit orientieren muss. Die Kosten-Nutzen-Relation und die rechtlichen Möglichkeiten sind Faktoren, die bei der Erstellung des differenzierten, Einzelfall-bezogenen Leitbildes berücksichtigt werden müssen. So ist es zum Beispiel bei einer sehr starken Verbauung oft nicht mehr sinnvoll, den historischen Zustand zugrunde zu legen. Die naturnahe Gestaltung des sekundär entstandenen Quellaustrittes kann dann als abgestufte Lösung eines differenzierten Leitbildes angestrebt werden (s. LfU 2008 c).

Bereits kleine Maßnahmen können Großes bewirken

Bereits mit geringem (finanziellen) Aufwand können sinnvolle und effektive Maßnahmen für eine Verbesserung von Quellstandorten durchgeführt werden (s. LfU 2008 c und Abbildung 1). Beispielsweise kann bereits durch ein Entfernen von Rohren oder Betonbauwerken im Quellbereich, durch Waldumbau oder durch das Anlegen von ausreichend großen Pufferstreifen zu landwirtschaftlichen Flächen erheblich zur Aufwertung von Quellstandorten beigetragen werden. Diese Maßnahmen können nur gemeinsam mit den Eigentümern, Wasserrechtsinhabern und Anliegern umgesetzt werden. In diesem Zusammenhang ist es auch notwendig, die Schutzwürdigkeit von Quellen wieder stärker im Bewusstsein der Öffentlichkeit zu verankern. Quellschutz sollte nicht als isolierter Biotopschutz verstanden werden, sondern im Rahmen eines umfassend angelegten Fließgewässerschutzes durchgeführt werden. Die Renaturierung eines Fließgewässers beginnt an der Quelle.

Literatur

- LfU (2008 a): Aktionsprogramm Quellen- Teil 1: Bayerischer Quelltypenkatalog
- LfU (2008 b): Aktionsprogramm Quellen – Teil 2: Quellerfassung und -bewertung
- LfU (2008 c): Aktionsprogramm Quellen – Teil 3: Maßnahmenkatalog für den Quellschutz

PHOENIX See: Die Folgen des Starkregenereignisses im Juli 2021 für den See und seine Ökologie

Patrick Volkens¹, Meike Wilbertz², Andreas Petruck³ & Thomas Korte⁴

¹EGLV, Kronprinzenstraße 24, 45128 Essen, volkens.patrick@kl-rv-eglv.de, ²wilbertz.meike@kl-rv-eglv.de, ³petruck.andreas@eglv.de, ⁴korte.thomas@kl-rv-eglv.de

Keywords: PHOENIX See, Phytoplankton, PhytoSee, Starkregen, Niederschlag

Einleitung

Der ca. 24 ha große PHOENIX See in Dortmund (NRW) wurde auf einem ehemaligen Stahlwerksgelände künstlich angelegt und im Jahr 2011 geflutet. Seitdem hat die Eschergenossenschaft die Gewässerunterhaltungspflicht gemäß § 39 Abs. 1 Satz 1 WHG übernommen. Trotz der ursprünglichen industriellen Nutzung der Fläche hat sich der PHOENIX See ökologisch positiv entwickelt. So erreichte er seit der Anwendung der Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2014 bis ins Jahr 2020, zusammenfassend für beide Probestellen betrachtet, stets das „gute“ oder „sehr gute“ ökologische Potenzial. Der PHOENIX See wurde auch als Hochwasserrückhaltebecken angelegt. Er hat ein Fassungsvermögen von 840.000 m³, wovon 240.000 m³ als Reservevolumen für den Hochwasser-Rückhalt aus dem urban geprägten Einzugsgebiet der oberen Emscher dienen. Nach dem Starkregenereignis im Juli 2021 wurde es erstmals notwendig, die Rückhaltefunktion zu nutzen. So nahm der PHOENIX See in der Zeit vom 13. bis 14. Juli ein Gesamtwasservolumen von 160.000 m³ aus der Emscher auf. Die Nährstofffracht des Abschlags führte zu einem Anstieg der Gesamtphosphor-Konzentrationen. Infolge dessen kam es zu einer starken Erhöhung des Chlorophyll-a Gehalts bzw. zu einem verstärkten Phytoplankton Wachstum, welches sich auch auf die Bewertung nach WRRL (PhytoSee) auswirkte. Im Folgenden wird die Entwicklung der chemisch-physikalischen Parameter und des Phytoplanktons seit der Flutung des PHOENIX Sees dargestellt und thematisiert, wie sich der Abschlag der Emscher im Juli 2021 auf den See auswirkt.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der PHOENIX See befindet sich im Stadtbezirk Hörde im Süden Dortmunds. In der Vergangenheit befand sich auf dem Gebiet des heutigen Sees die so genannte Hermannshütte, in der zwischen 1841 und 2001 Stahl produziert wurde. Nach Beendigung der Produktion lag das Areal bis 2005 brach. Dann begannen die Bauarbeiten zur Erstellung des Seebeckens und der angrenzenden Flächen. Dabei wurden 2,5 Millionen m³ Boden und 420.000 m³ Stahlbeton entnommen. Im gleichen Zuge wurde das Emschertal freigelegt und der Lauf der Emscher an den Rand des Seebeckens verlegt. Im Oktober 2010 waren die Bauarbeiten abgeschlossen und der See wurde mit Grund- und Frischwasser befüllt. Dieser Prozess dauerte bis Mai 2011 an (Stadt Dortmund, 2022). Der See ist 1,2 km lang und an der

breitesten Stelle 320 Meter breit; die durchschnittliche Tiefe beträgt 2,5 m. Er fasst ein Wasservolumen von 600.00 m³, kann jedoch bei Bedarf weitere 240.000 m³ zum Rückhalt von Hochwässern aus der renaturierten Emscher aufnehmen (Möhring, et al., 2014).

Monitoring

Das chemisch-physikalische Monitoring erfolgt viertelstündlich mithilfe einer Multiparametersonde im Nordwesten des Sees und wird durch die monatliche Analyse von Wasserproben im Labor ergänzt. Die Probenahmen erfolgen an zwei Probenahmestellen. Zum einen an der Stelle „Westliches Ufer“ (nahe der Multiparametersonde) und am südlichen Ufer an der Stelle „Anleger Sportstützpunkt“ (Abbildung 11). Neben dem chemischen Monitoring erfolgt ebenfalls eine Überwachung des Planktons. So wird in den Monaten von März bis Oktober sowie im Dezember das Plankton beprobt. Anhand der Daten wird der See nach den Vorgaben der WRRL bewertet. Dazu wird das Tool PhytoSee (aktuell Version 7.1) verwendet (Mischke et al. 2017; Wilbertz & Korte 2022).



Abbildung 11: Darstellung der Probenahmeorte am PHOENIX See.

Ergebnisse

Sauerstoff

Unmittelbar nach dem Starkregenereignis sank die Sauerstoffkonzentration und erreichte am 18.08.2021 einen Minimalwert von 2,96 mg/l. Bis in den Mai 2022 sind weitere Sauerstoff Minima (zwischen 5-7 mg/l) erkennbar. Bemerkenswert ist vor allem, dass im Zeitraum zwischen September 2021 und Februar 2022 trotz fallender Wassertemperaturen, und damit steigender Sauerstofflöslichkeit im Wasser, weiterhin sinkende Sauerstoffkonzentrationen erkennbar sind. Seit Ende Mai 2022 sind die Konzentrationen wieder unauffällig und stabilisierten sich im anschließenden Zeitraum auf Werte > 10 mg/L (

Abbildung 12).

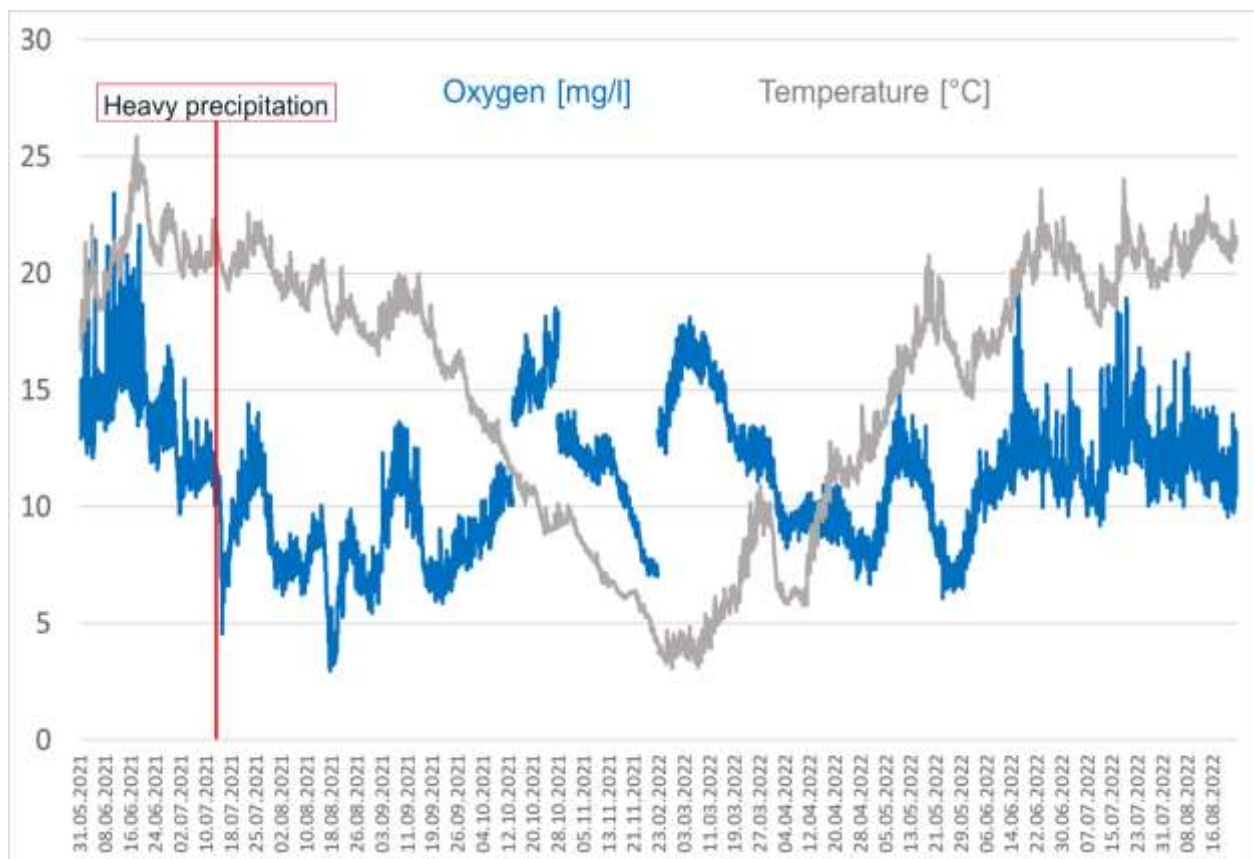


Abbildung 12: Von der Multiparametersonde gemessene Sauerstoffkonzentration und Temperatur im PHOENIX See.

Phosphor / Chlorophyll a

Neben Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt wurde auch der Nährstoffhaushalt des PHOENIX Sees durch das Starkregenereignis beeinflusst. So kam es im Anschluss zu einer erhöhten Gesamt-Phosphor-Konzentration im Wasser. Nach der Aufnahme des Hochwassers ist ein Anstieg auf bis zu 59 µg/l im Februar 2022 zu erkennen. Auch in vergangenen Jahren sind Spitzen in den Frühjahren aufgetreten, jedoch in kleinerem Ausmaß. Mit dieser Konzentration wurde der bisher höchste Wert in 2016 (56 µg/l) überschritten und somit ein neuer Maximalwert erreicht. Gleichzeitig wurde in Folge des Niederschlagsereignisses der bisher höchste Chlorophyll-a Gehalt von 136.5 µg/l im November gemessen. Nach einem anschließenden Rückgang des Chlorophylls in den folgenden Wintermonaten ist auch im März 2022 ein vergleichsweise hoher Wert von 75µg/l erfasst worden. Anschließend nahm die Chlorophyll-a Konzentration wieder ab und „normalisierte“ sich (Abbildung 13).

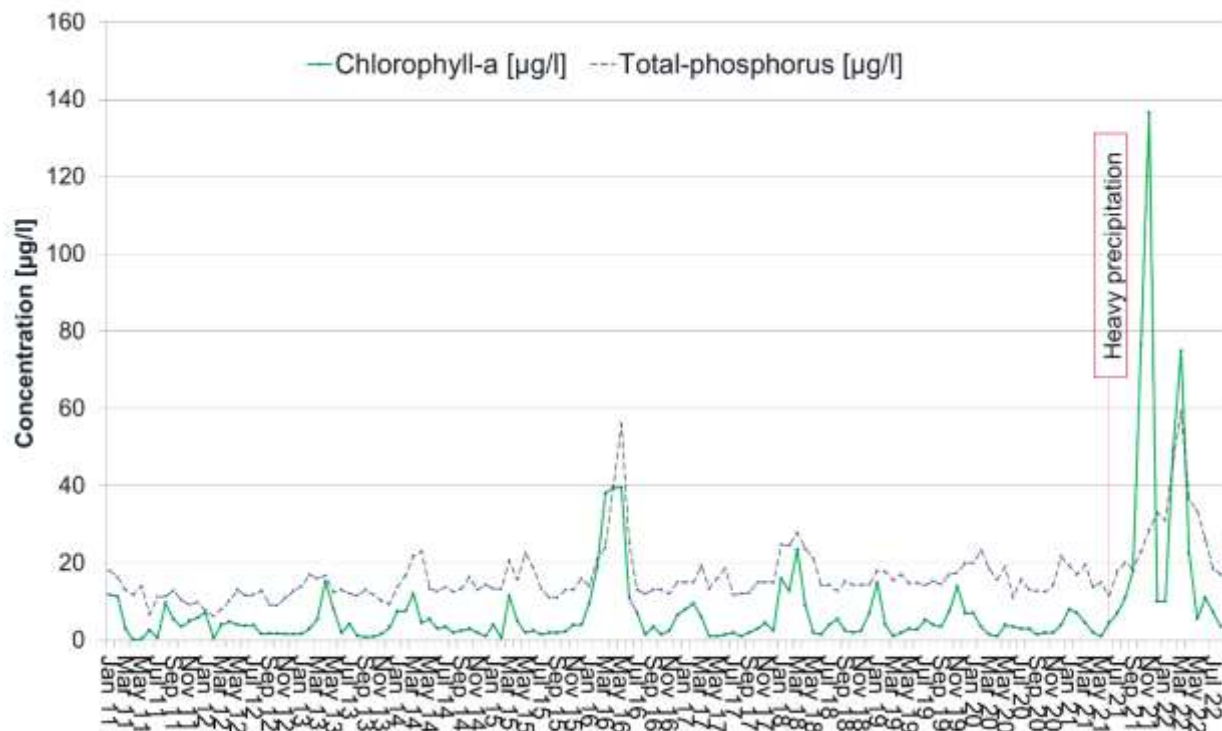


Abbildung 13: Gesamt-Phosphor- und Chlorophyll-a Konzentration im PHOENIX See für den Zeitraum von Januar 2011 bis August 2022. Es handelt sich um Mittelwerte der Probenahmestellen.

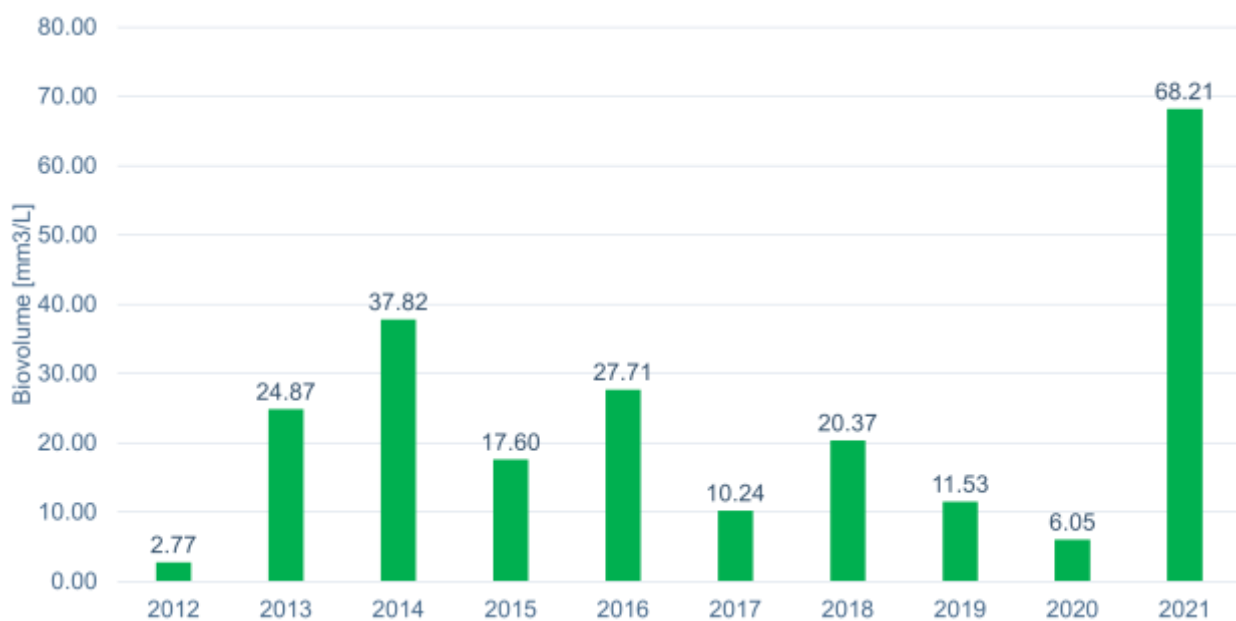


Abbildung 14: Summiertes Phytoplankton Biovolumen im PHOENIX See seit 2012 (jeweils Mittelwert aus beiden Probestellen).

Phytoplankton Biovolumen

Gesamtbiovolumina

Wie durch den erhöhten Chlorophyll-a Gehalt bereits indiziert, wirkte sich die Aufnahme des Hochwassers aus der Emscher ebenfalls auf das Phytoplankton aus. So wurde im Jahr 2021 mit 68,21 mm³/l das bisher höchste summierte Phytoplankton Biovolumen erreicht (Abbildung 14).

Phytoplankton Biovolumen und Zusammensetzung 2021

Das hohe Gesamtbiovolumen im Jahr 2021 resultiert vor allem aus den hohen gemessenen Biovolumina nach dem Starkregen im Juli 2021. Besonders im Oktober und November wurden große Mengen Phytoplankton nachgewiesen. Am westlichen Ufer betrug das Biovolumen im Oktober 2021 29,11 mm³/l und im November 24,15 mm³/l. In diesen Monaten betrug das Phytoplankton Biovolumen am Anleger Sportstützpunkt 21,39 mm³/l (Okt.) und 25,49 mm³/l (Nov.). Dominiert wurde die Phytoplankton Lebensgemeinschaft von Vertretern aus der Klasse Conjugatophyceae (Abbildung 15).

Phytoplankton Biovolumen und Zusammensetzung 2022

Die Auswirkungen des Hochwassers auf das Phytoplankton sind auch noch im Jahr 2022 erkennbar. Besonders im März führte das starke Wachstum der Bacillariophyceae (Diatomeen) zu einem erhöhtem Gesamtbiovolumen. Das gesamte Phytoplankton Biovolumen erreichte Werte von 35,58 mm³/l (westliche Ufer) bzw. 29,25 mm³/l (Anleger Sportstützpunkt). Nach diesem starken Wachstum verringerte sich das Biovolumen und normalisierte sich über die Sommermonate (

Abbildung 16).

PhytoSee-Bewertung

Die hohen Chlorophyll-a Konzentrationen und das starke Phytoplanktonwachstum beeinflussten ebenfalls die Bewertung nach WRRL. In der Vergangenheit erreichten beide Probenahmestellen, mit einer Ausnahme in 2016, stets „gute“ oder „sehr gute“ Ergebnisse der ökologischen Potenzialklasse auf Basis des Phytoplanktons. In

Abbildung 17 sind für das Jahr 2021 jeweils zwei Ergebnisse dargestellt. Zum einen die hypothetische Bewertung nach WRRL bei Berücksichtigung aller Daten bis einschließlich Juli 2022. Zum anderen die Bewertung unter Berücksichtigung der Daten des gesamten Jahres 2021. Für das erste Szenario ergab sich eine „gute“ Bewertung an beiden Probenahmestellen. Für das gesamte Jahr 2021 resultierte die PhytoSee-Auswertung in einem „mäßigen“ Ergebnis. Die Entwicklungen nach dem Hochwasser führten somit zu einer Verschlechterung der Bewertung. Im Jahr 2022 ist unter Einbeziehung der Daten bis einschließlich August 2022 eine Verbesserung der Bewertung erkennbar, die vorerst weiterhin ein „mäßiges“ Ergebnis erzielt.

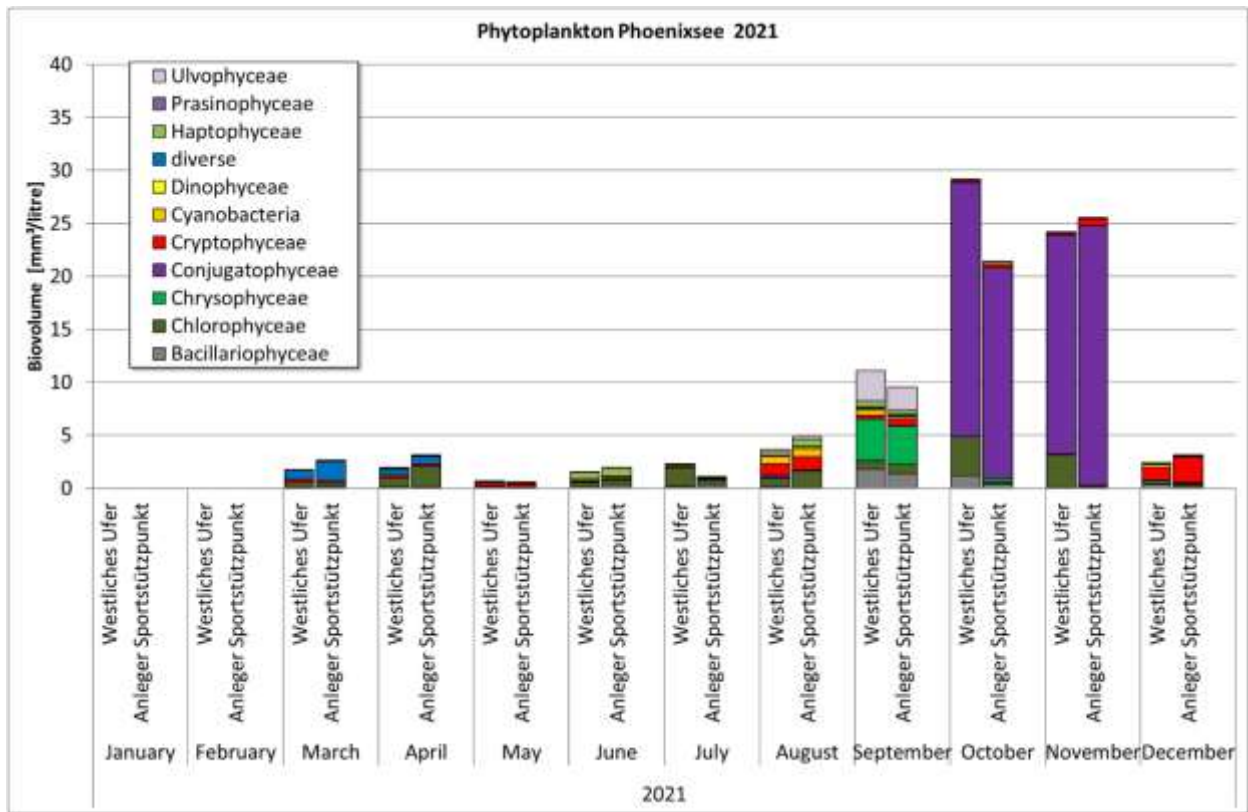


Abbildung 15: Darstellung des Phytoplankton Biovolumens nach Monaten und Probenahmestellen im PHOENIX See, sowie die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft für das Jahr 2021.

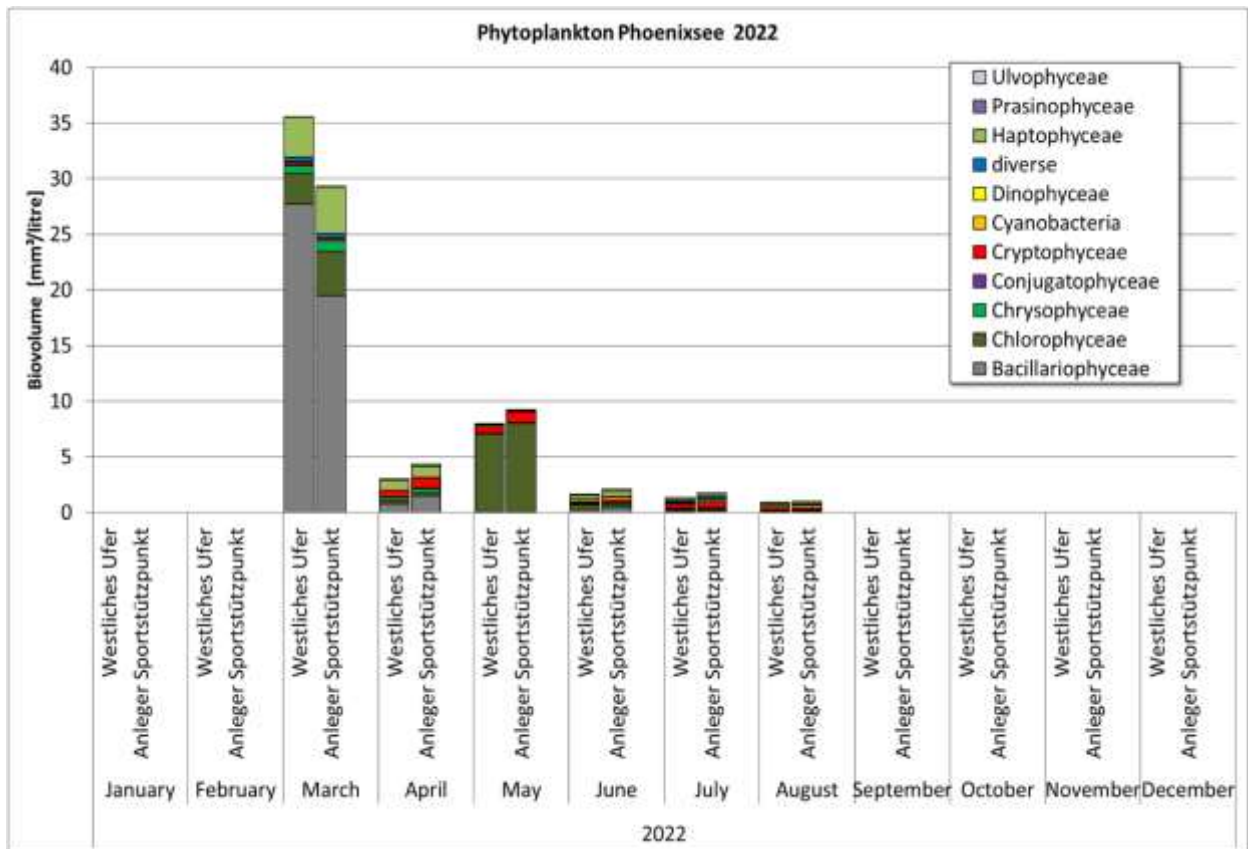


Abbildung 16: Darstellung des Phytoplankton Biovolumens nach Monaten und Probenahmestellen im PHOENIX See, sowie die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft für das Jahr 2021.

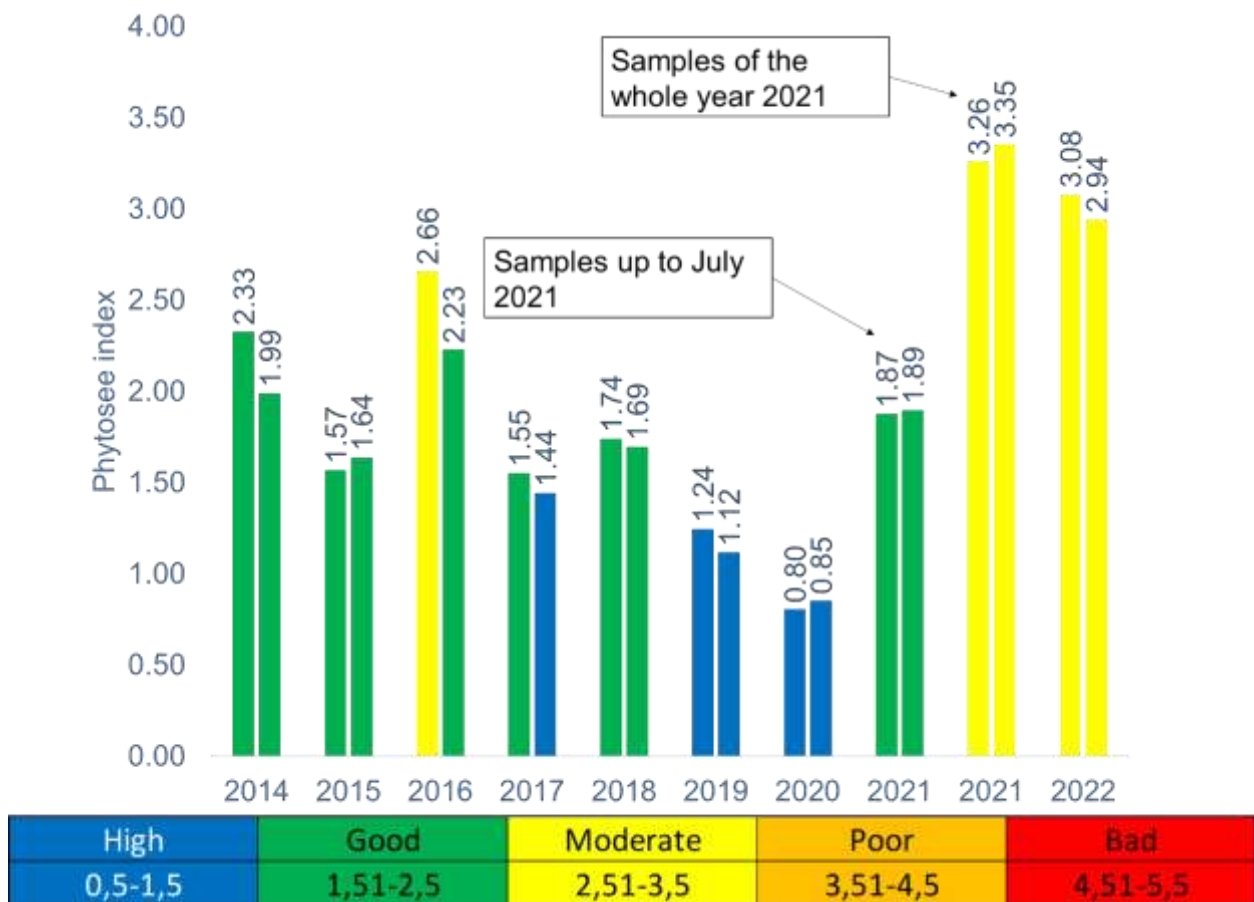


Abbildung 17: Bewertung der ökologischen Qualität des PHOENIX Sees anhand der Qualitätskomponente „Phytoplankton“ mithilfe der Software „PhytoSee“. Die jeweils links dargestellte Säule stellt die Probestelle „Westliches Ufer“ und die rechts dargestellte den „Anleger Sportstützpunkt“ dar.

Relative Zusammensetzung der Phytoplankton-Lebensgemeinschaft

Mithilfe einer nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) wurde die Ähnlichkeit der relativen Zusammensetzung der Phytoplankton Lebensgemeinschaft dargestellt. Vor allem im Jahr 2022 ist ein teilweise starker Unterschied im Vergleich zu den beiden Vorjahren erkennbar. Dieser Unterschied resultiert in erster Linie aus den im Frühjahr genommenen Proben, in denen im Vergleich zu 2020 und 2021, andersartige relative Zusammensetzungen nachgewiesen wurden. Die im Sommer genommenen Proben weisen eine größere Ähnlichkeit zu den Vorjahren auf und befinden sich daher im Zentrum der Darstellung in Abbildung 18. Dort ist die größte Schnittmenge der Ergebnisse letzten drei Jahre vorzufinden.

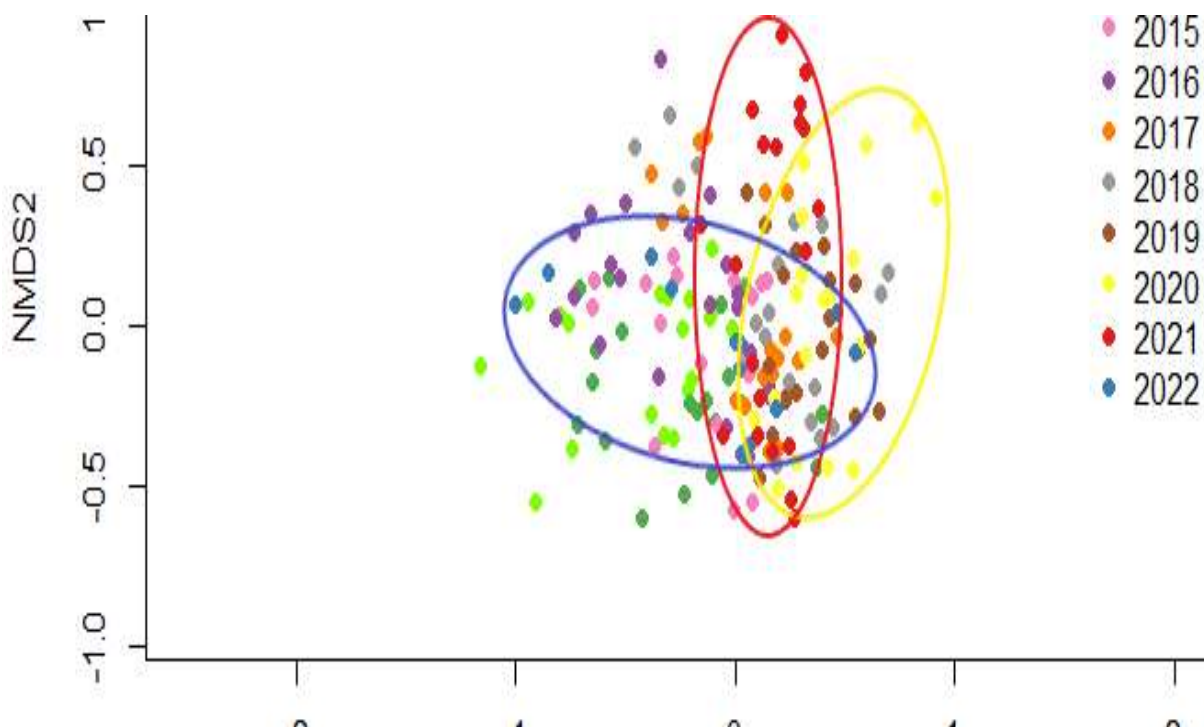


Abbildung 18: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung der relativen Phytoplankton Artenzusammensetzung im PHOENIX See seit 2013. Zur besseren Sichtbarkeit sind die Ergebnisse der letzten drei Jahre in der jeweiligen Farbe mithilfe von gleichfarbigen Ellipsen hervorgehoben.

Diskussion

Der PHOENIX See und seine Ökologie wurden durch das Starkregenereignis im Juli 2021 beeinflusst. Das aus der Emscher stammende Niederschlags-Mischwasser führte zu einem Sauerstoffdefizit sowie zu einem Eintrag an Nährstoffen. Vor allem die Konzentration von Phosphorverbindungen stieg bis in den Februar 2022 an. Das könnte darin begründet liegen, dass neben dem Wasser auch Feinsedimente in den PHOENIX See gelangten. Die Remineralisierung der darin befindlichen Nährstoffe durch biologische Prozesse könnte zu einer verzögerten Freisetzung in das umgebende Wasser und so zu höheren Konzentrationen geführt haben. Die so entstandene höhere Nährstoffverfügbarkeit begünstigte starkes Phytoplanktonwachstum, welches durch hohe Chlorophyll-a Werte indiziert wurde und zu den höchsten Biovolumina seit Aufzeichnungsbeginn führten. Die hohen Chlorophyll-a Werte, das hohe Biovolumen sowie die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons führten auch zu einer Verschlechterung der Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie (unter Nutzung der PhytoSee Software). Mit Blick auf die betrachteten Parameter ist seit dem Frühjahr 2022 eine Normalisierung der Situation im PHOENIX See erkennbar. Auch die Ähnlichkeit der relativen Zusammensetzung der Phytoplankton Lebensgemeinschaft im Sommer spricht für eine Rückkehr zu den Verhältnissen vor dem Starkregen im Juli 2021. Daher ist davon auszugehen, dass der See zukünftig auch wieder die Ziele der WRRL erreichen wird.

Danksagung

Ein besonderer Dank für die Bestimmungsarbeit des Planktons sowie die fachliche Unterstützung in dieser Thematik geht an Annette Schossig und Therese Dreier aus dem Kooperationslabor von Ruhrverband und Emschergenossenschaft/Lippeverband (EGLV). Weiterhin bedanke ich mich bei meinen Co-Autoren für die Unterstützung bei den Datenauswertungen und der Erstellung des

Beitrags. Die genutzten Daten dieser Untersuchung entstammen dem dauerhaft durchgeführten Monitoring des PHOENIX Sees.

Literatur

- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., & Nixdorf, B. (15. Dezember 2017). Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung. *Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms*, S. 86.
- Möhring, B., Korte, T., zur Mühlen, P., Petruck, A., Pfister, A., & Sommerhäuser, M. (Januar 2014). Der PHOENIX See – Highlight des. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, S. 17-22.
- Stadt Dortmund. (1. August 2022). *Stadt Dortmund: Die Geschichte des PHOENIX Sees*. Von https://www.dortmund.de/de/freizeit_und_kultur/phoenix_see_dortmund/geschichte_phoenixsee/geschichte_des_phoenix_see/index.html abgerufen
- Wilbertz, M., & Korte, T. (März 2022). Der PHOENIX See in Dortmund – Ergebnisse aus dem chemisch-physikalischen und biologischen Monitoring. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, S. 149-156.

Ecological effects of recreational boating activities on freshwater ecosystems

Benjamin Wegner^{1,2}, Christian Wolter¹

¹ Department of Fish Biology, Fisheries and Aquaculture, Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, Germany

² Division of Integrative Fisheries Management, Department of Crop and Animal Sciences, Faculty of Life Sciences, Humboldt-Universität zu Berlin, Philippstrasse 13, Haus 7, 10115 Berlin, Germany

Keywords: Water-based recreation, paddling, canoeing, non-motorized boating, macrophytes, macroinvertebrates

Abstract

Water-based recreation is popular in people's leisure time. Among water-based recreational activity-types shore use, angling, swimming, and boating, the latter was found to impact animals, plants, and other constituents of freshwater ecosystems most consistently and negatively (Schafft et al., 2021). However, most evidence of environmental impacts of various boating activities is allocated to motor boating, associated with noise, speed, and pollution. Conversely, non-motorized manual boating activities like paddling, standup-paddling, and rowing are promoted with individual health benefits and low environmental impact. However, participation in recreational boating follows available leisure time and fair-weather conditions. Thus, hardly predictable usage-dynamics can impose pressure on waterbodies, especially on few peak usage days a year (Venohr et al., 2018). Even seemingly environmentally sound activities like paddling can then put freshwater ecosystems at risk to become ecologically degraded.

Despite this potential, a systematic literature analysis of >90 original studies on environmental impacts of recreational boating activities revealed that evidence of the impacts of motorized boating by far outweighed that of other boating modes and studies on manual boating prevalently focused on behavioral or physiological responses of wildlife. In contrast, there is a paucity of studies on non-motorized boating effects at the level of populations and communities which are however crucial for inferring the relevance of these effects for the environment.

We tied in with the transpired need for more evidence of the effects of non-motorized boating activities and presented results from the Spreewald UNESCO biosphere reserve, one of the most popular paddling destinations in Germany. More than 69,000 boats were counted on nine waterways during our observation period from May to October 2021. The surveyed waterways were assigned boating intensity ranks based on boating frequency from low to high with daily boat count medians of 1 to 239 boats d⁻¹. Mechanical damage to emergent vegetation increased with boating intensity (Fig. 1) but this effect was dependent on waterway widths: in the widest waterway (mean >15 m) macrophyte damage decreased despite high paddling intensity. We assumed that larger width had a mitigating effect for two reasons: 1) There is by chance a lower contact probability of paddlers with littoral vegetation and 2), encountering and overtaking canoes can pass by without having to perform

evading movements, in turn again lowering contact potential with littoral vegetation (Wegner et al., 2023). Paddling was also found to impact species richness and evenness (Shannon index) of macrophytes significantly negatively in waterways, but this effect was restricted to submerged plants: In waterways closed for paddling, mean species richness of submerged plants amounted to $5.8 (\pm 2.3 \text{ SD})$, whereas open waterways had on average $3.9 (\pm 2.2 \text{ SD})$ species. Besides paddle-stroke induced damage, this effect might have been due to sediment resuspension from boating activity, with consequential turbidity increase and smothering of plants by sediment particles which seems plausible in shallow waterways with loose muddy, sandy, or clayey bottom sediments (Wegner et al., 2023).

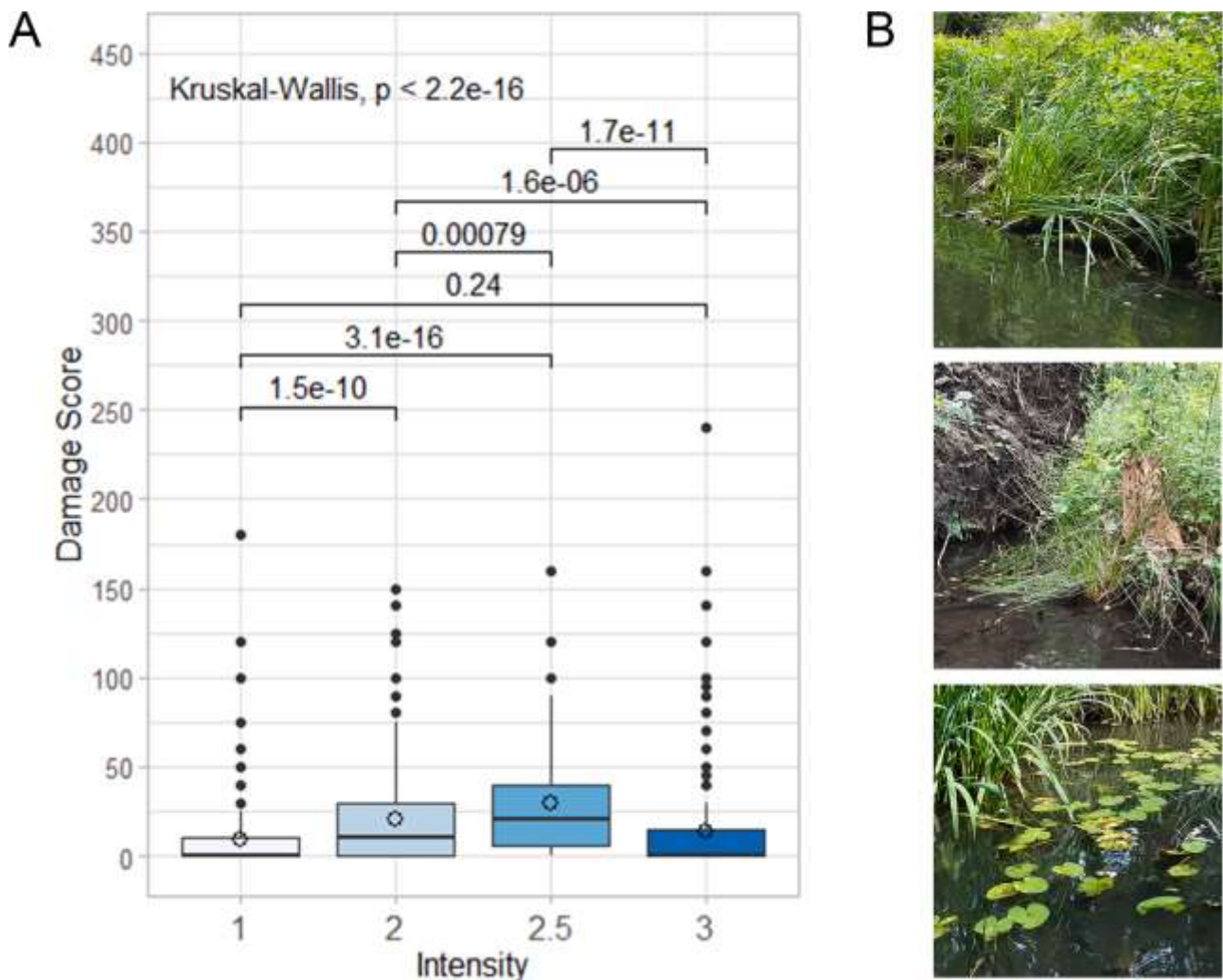


Figure 5: A. Damage scores of emergent plants in response to boating intensity ranks (1 = low (closed waterways), 2= moderate, 2.5 = moderate to high, 3 = high). Above parentheses p-values of Nemenyi’s all pair tests. B. Examples of damage to gramineous sedges (top), bulrushes (middle) and floating-leaved waterlilies (bottom). Figure from Wegner et al. (2023).

Furthermore, we presented results from a study of colleagues (Hering et al., 2022) within AQUATAG which is a research project focusing on, i.a., spatial temporal dynamics of water-based recreational activities and their ecological effects. In this study, three weirs along the mid-sized mountain river Diemel were investigated, each with samples in free-flowing upstream sections, canoe-exits directly upstream of the weir with stagnant conditions, and canoe entries directly downstream of the weir with

residual flow conditions. It was found that trampling and pulling of canoes caused strong but spatially restricted drift of benthic invertebrates at entry sites, whereas it was possible for canoeists to leave the boats upstream of the weirs without causing measurable disturbance. However, compared with the strong effects of weirs with stagnation and residual flow, the effects of canoeing were minor (Hering et al., 2022).

It was shown that recreational paddling can negatively impact physiology and diversity of macrophytes and abundance and diversity of benthic invertebrates. The magnitude of these effects is however dependent on paddling frequency and skill of paddlers. Management considerations were discussed. For instance, the width-dependent effect on macrophyte damage suggests, that more canoe traffic can be tolerated in wider waterways. In networks of connected waterways of which some are closed and some are open to canoe traffic, closed waterways can provide refugia and regeneration niches and maintain macrophyte diversity. In other settings, especially in shallow, narrow waterways where considerable impacts on aquatic vegetation have to be expected, restrictions of temporal or spatial use and/or the number of daily canoes could be efficient management measures to mitigate ecological impacts (Wegner et al., 2023).

Acknowledgments

This work (systematic literature review and Spreewald results) was done within the scope of my dissertation and it was funded by the German Federal Ministry of Education and Research (BMBF) through the Aquatag project (grant 01LC1826E). I would like to thank Christian Wolter for supervising my work, all Aquatag-project members for 3.5 years of great and interesting discussions and insights into many aspects of water-based recreation, and everyone who facilitated and helped me with the fieldwork.

References

- Hering, D., Kaijser, W., Enss, J., Jadjewski, C., Rust, R., & Venohr, M. (2022). Canoeing disturbs riverine benthic invertebrates, but effects are small compared to the impact of water power generation. *Limnologica*, 94, Article 125965. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.125965>.
- Schafft, M., Wegner, B., Meyer, N., Wolter, C., Arlinghaus, R. (2021). Ecological impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems: a global meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B.*, 288. Article 20211623. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1623>.
- Venohr, M., Langhans, S. D., Peters, O., Hölker, F., Arlinghaus, R., Mitchell, L., & Wolter, C. (2018). The underestimated dynamics and impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 26(2), 199–213. <https://doi.org/10.1139/er-2017-0024>.
- Wegner, B., Meyer, N. & Wolter, C. (2023). Paddling impacts on aquatic macrophytes in inland waterways. *Journal for Nature Conservation*, 72. Article 126331. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126331>.

On-line measurement of the impact of combined sewer overflows in small waterbodies

Maike Wissing¹, Jürgen Mang¹, Andreas Petruck¹ & Mario Michael Sommerhäuser¹

¹ Emschergenossenschaft Kronprinzenstraße 24 45128 Essen, wissing.maike@eglv.de

Keywords: Gewässerverträglichkeit von Mischwassereinleitungen, kontinuierliche ACP-Messung, Ammoniak, Sauerstoffdefizit

Einleitung

Die Einleitungen von Niederschlagswasser aus der Kanalisation sind wichtige Punktquellen für Nährstoffe, Feinsedimente und organisches Material in Gewässern. Vor allem Gewässer im urbanen Raum sind davon betroffen. Seit 2019 überwacht die Emschergenossenschaft kontinuierlich für mindestens ein Jahr die chemisch-physikalische Zusammensetzung von ausgewählten Gewässerabschnitten im Bereich des Emscher-Oberlaufs. Neben den Standardparametern Wassertemperatur, pH-Wert, Trübung, Leitfähigkeit und Sauerstoff werden auch Ortho-Phosphat und Ammonium-N gemessen. Oberhalb und unterhalb der Niederschlagswassereinleitungen werden PERLODES-Untersuchungen durchgeführt. Ziel ist es die Gewässerverträglichkeit insbesondere der Mischwassereinleitungen besser beurteilen zu können.

Für den Emscher-Oberlauf stehen sowohl die Ergebnisse der kontinuierlichen Messung der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter (ACP) von zwei Messstationen, als auch die Ergebnisse von 29 PERLODES-Probestellen zur Verfügung, um die Auswirkungen der Mischwasserabschläge in das Gewässer zu beurteilen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Emscher liegt im Zentrum Nordrhein-Westfalens und mündet in den Rhein. Sie fließt durch ein stark urban geprägtes Einzugsgebiet entlang großer Städte des Ruhrgebiets wie Dortmund, Bochum, Essen und Duisburg mit einer Gesamtbevölkerung von rd. 2,2 Millionen Menschen. Der überwiegende Anteil des Siedlungsgebiets ist an die Mischwasserkanalisation mit insgesamt etwa 250 Mischwasserbehandlungsanlagen angeschlossen. Der Emscher-Oberlauf wurde zwischen 1999 und 2013 ökologisch verbessert.

Die Gewässerstrukturgüte wurde im Emscher-Oberlauf (km 61,8 bis zur Quelle) im April 2018, überwiegend fünf bis neun Jahre nach dem Gewässerumbau erfasst. Dabei ist die Gewässerstruktur in den geschlossenen Siedlungsgebieten von Holzwickede und Dortmund aufgrund der nah heranreichenden Bebauung weiterhin sehr stark bzw. vollständig verändert. Insbesondere im westlichen Abschnitt fließt die Emscher daher eingengt, teilweise eingedeicht, und relativ geradlinig.

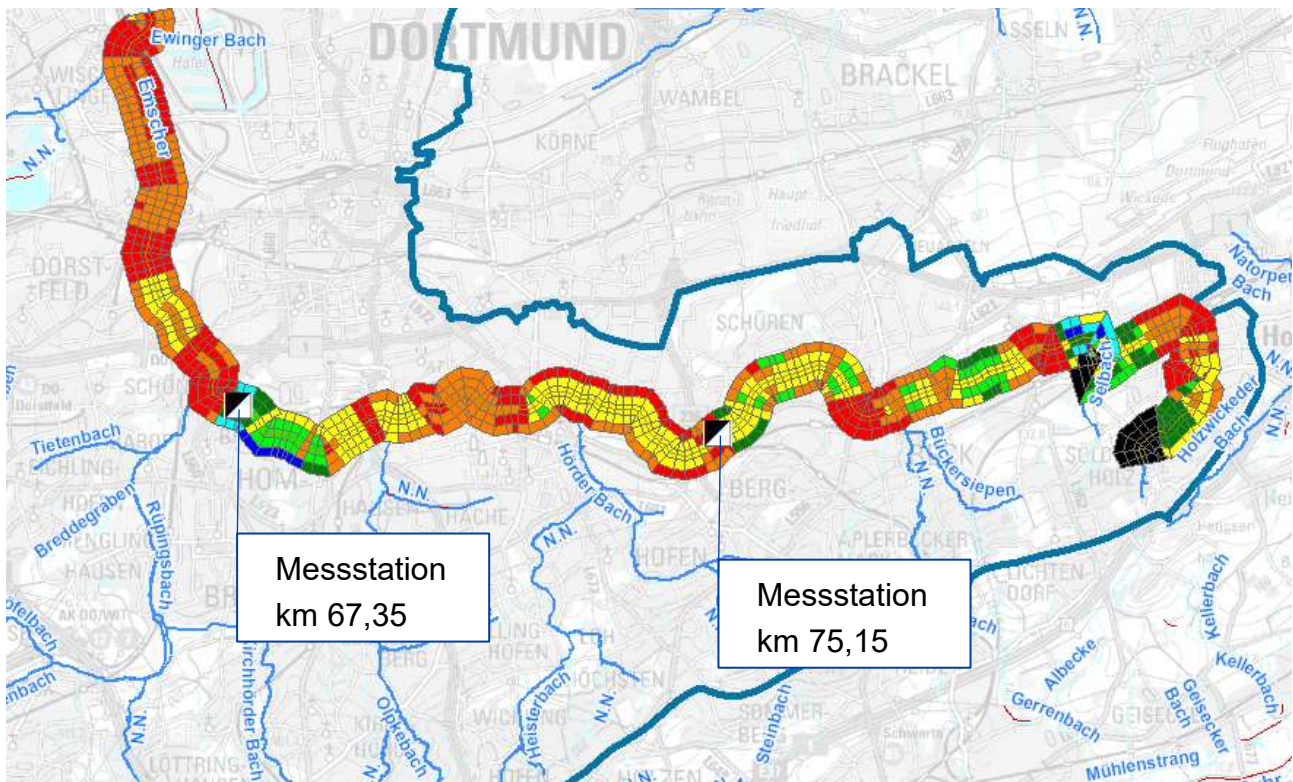


Abbildung 19: Gewässerstruktur an der oberen Emscher mit den beiden Messstationen bei km 75,15 und km 67,35

Mobile Messanhänger zur Datenerfassung

Für das kontinuierliche ACP-Monitoring kommen mobile Messanhänger zum Einsatz (Abbildung 20), die für die Dauer von mindestens einem Jahr bzw. bis zur Erfassung eines repräsentativen und aussagekräftigen Zeitraums mit Mischwasserabschlägen kontinuierlich die ACP des Gewässers an einer für den Abschnitt oberhalb der Messstation repräsentativen Messstelle erheben. Dabei erfasst eine Messstation in der Regel mehrere Mischwassereinleitungen oberhalb. Sie wird in ausreichendem Abstand unterhalb der letzten Mischwassereinleitung aufgestellt, um eine vollständige Durchmischung des Gewässers bei Abschlagsereignissen zu gewährleisten. Mit Messsonden werden die Parameter Sauerstoff, Leitfähigkeit, Trübung, Wassertemperatur und pH-Wert sowie mit Analysatoren die Parameter ortho-Phosphat und Ammonium-N erfasst. Alle Messgeräte sind in einem handelsüblichen Anhänger eingebaut. Über eine Tauchpumpe mit Schneidwerk wird Bachwasser in einen Quelltopf gefördert, in dem die jeweiligen Messsonden und Probenaufbereitungen für die Analysemessgeräte angebracht sind (Abbildung 21). Die Entfernung zwischen Pumpe und Anhänger (Schlauchlänge) liegt standortabhängig zwischen fünf und 30 Metern. Alle Messdaten werden auf einem Logger in fünf-Minuten-Mittelwerten gespeichert und wöchentlich abgerufen. Die gesamte Anlage wird wöchentlich gewartet. Die Wartungsarbeiten und auftretende Störungen werden in einem Feldprotokoll vermerkt. Eine regelmäßige Kalibrierung der Sonden und Reinigung der Pumpe werden durchgeführt. Zusätzlich ist ein automatischer Probenehmer installiert, welcher ereignisgesteuert bis zu zwölf Proben nehmen kann, die dann im Labor auf eine erweiterte Parameterpalette hin untersucht werden können.

Im Emscher-Oberlauf wurden zwei Messstationen km 75,15 und km 67,35 zwischen 2019 und 2021 in Betrieb genommen. Über elf Monate wurden zeitgleich Daten erhoben. Dabei wurden am Standort Emscher km 75,15 sechs Mischwassereinleitungen und am Standort km 67,35 16 Mischwassereinleitungen in der Emscher und ihren Nebenläufen erfasst.



Abbildung 21: Messanhänger mit Zulaufschlauch am Messstandort Emscher km 75,15

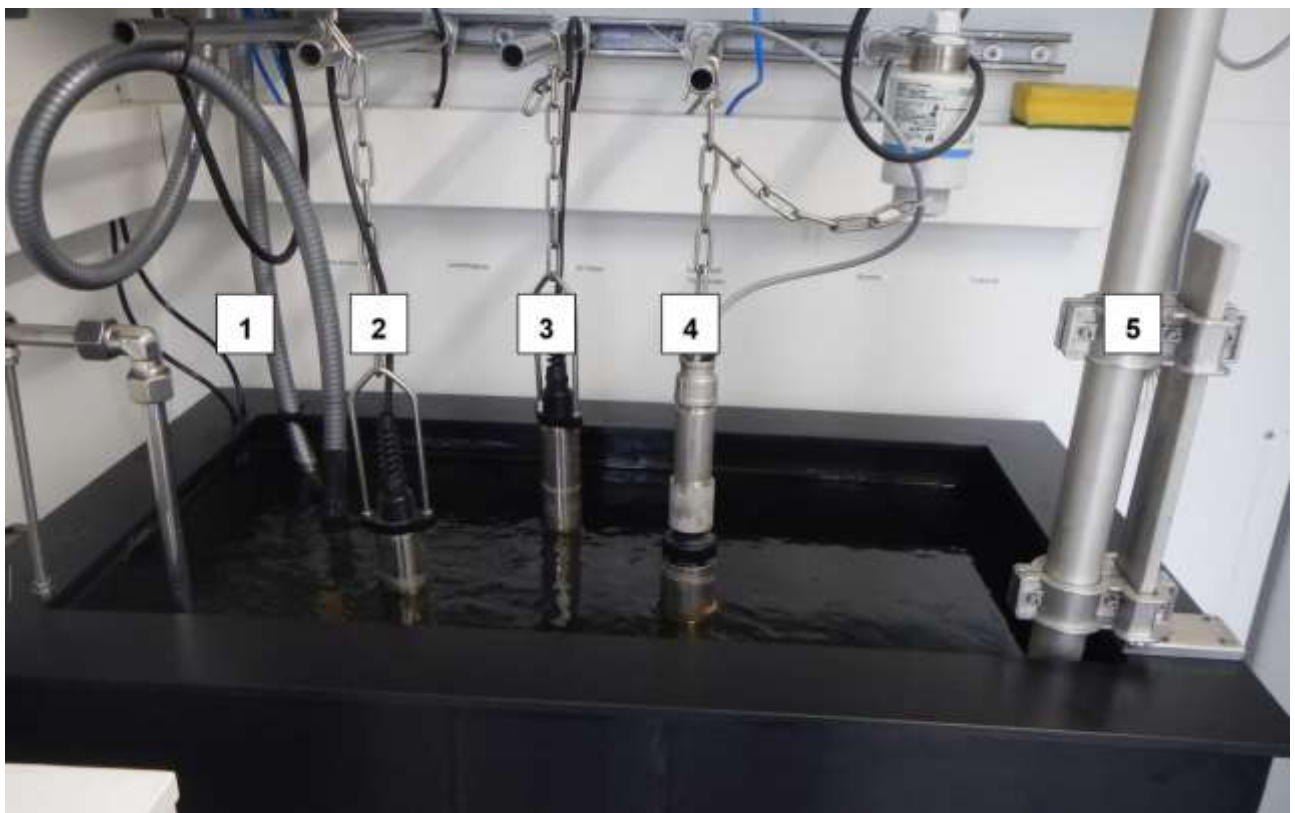


Abbildung 20: Messaufbau im Quelltopf des Anhängers. Die Schläuche auf der linken Seite fördern das Bachwasser zur Probenaufbereitung für die Ammonium- und ortho-Phosphat-Analyzern (1), die Sonden für Leitfähigkeit (2), pH (3), Sauerstoff und Temperatur (4) und Trübung (5) messen unmittelbar im Quelltopf (Quelle: Emschergenossenschaft)

Biologisches Monitoring

In den Jahren 2015, 2017 und 2020 haben PERLODES-Untersuchungen im Emscher-Oberlauf an insgesamt 29 Probestellen stattgefunden (Abbildung 23). Dabei fanden sowohl Probenahmen an repräsentativen Gewässerabschnitten als auch ober- und unterhalb von vier Mischwassereinleitungen statt.

Ergebnisse und Diskussion

Ammoniak-Stickstoff

Die Messdaten von den zwei ausgewerteten Standorten zeigen in der Regel im Gewässer eine niedrigere Ammoniak-Stickstoffkonzentration im Vergleich zu den Berechnungsergebnissen des vertieften Schmutzfrachtmodells, welches bei der rechnerischen Nachweisführung in Anlehnung an das Merkblatt DWA-M 102-3 / BWK-M 3-3 verwendet wurde (

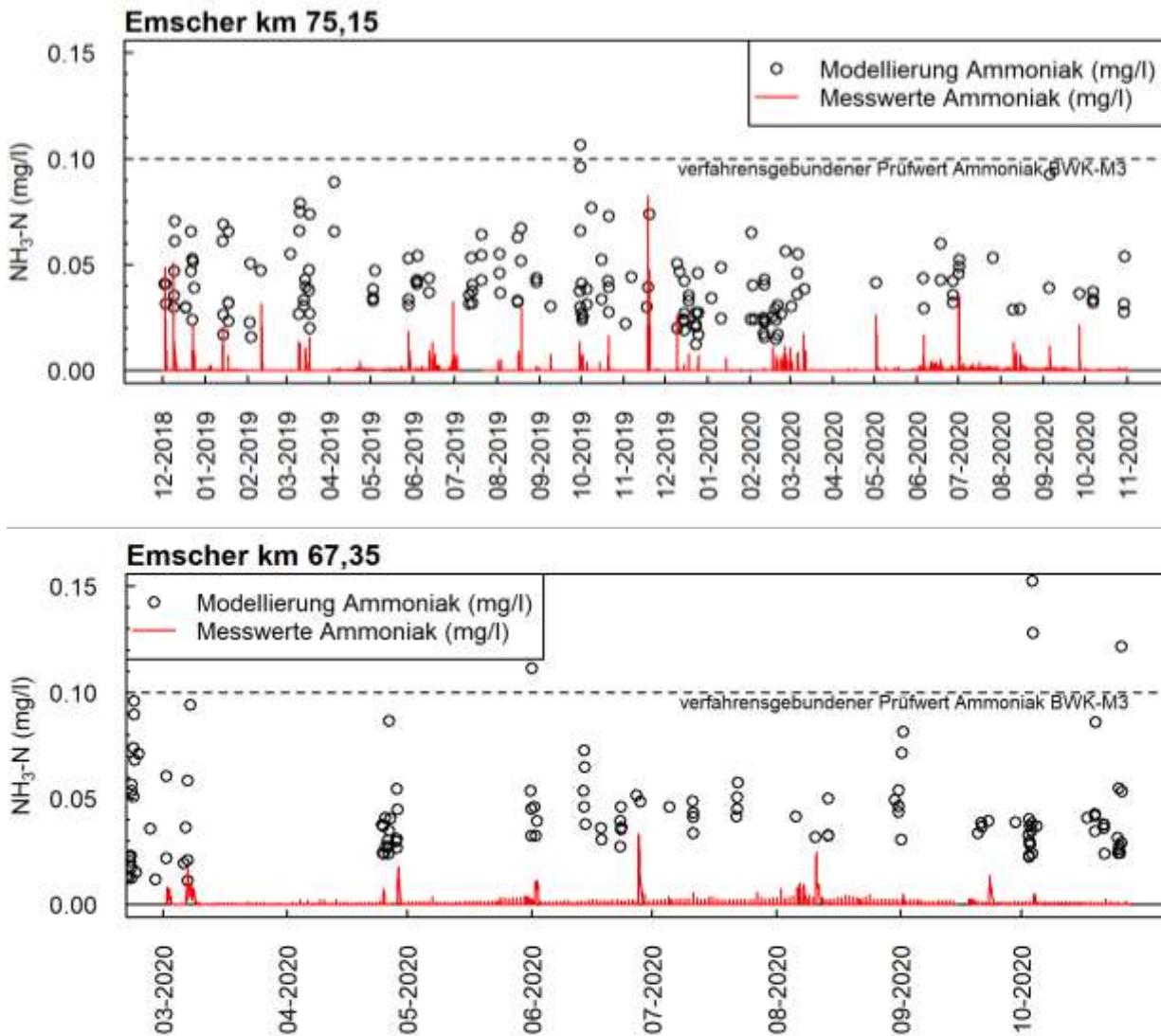


Abbildung 22: Vergleich zwischen Modell- und Messdaten zur Ammoniak-Stickstoffkonzentration im Emscher-Oberlauf bei km 75,15 und 67,35. Ein Punkt stellt jeweils ein modelliertes Abschlagsereignis (und dessen maximale Ammoniak-Stickstoffkonzentration) dar

Abbildung 22). Am Standort km 75,15 zeigen lediglich die drei Ereignisse mit den höchsten gemessenen Ammoniak-Stickstoffkonzentrationen am 02.12.2018, 08.12.2018 und 18.11.2019 ähnlich hohe Konzentrationen für das Modell und die Messung. Alle anderen Ereignisse werden im Modell überschätzt.

Die Diskrepanzen zwischen Modell und den tatsächlich gemessenen Werten sind im Wesentlichen auf Vereinfachungen im Modell und lokale Besonderheiten im Einzugsgebiet zurückzuführen. Ursächlich hierfür sind u.a.:

- spezifische Wasserverbräuche liegen quartier- bzw. stadtbezogen vor
- die abflusswirksame Fläche wird durch modelltechnische Generalisierung meist überschätzt, da kleinräumige abgekoppelte Flächen nicht berücksichtigt werden (z. B. Teile von Dachflächen oder Hofeinfahrten)
- die kleinräumige ungleichmäßige Überregnung wird im Modell nicht berücksichtigt
- die Kalibrierung der Trockenwetterabflüsse mit Hilfe der Betriebsdaten (Drosselabfluss und Entlastungshäufigkeit der Anlagen) ist noch in der Umsetzung
- in der überwiegenden Zeit wurden niedrigere pH-Werte gemessen, als sie im Modell berücksichtigt wurden

Demnach stellen die modellierten Ammoniak-Stickstoffkonzentrationen eher eine „worst case“-Betrachtung dar. Die im BWK-M 3 (BWK 2004) auch bei nur kurzzeitigem Auftreten als verfahrensgebundener Prüfwert eingestuften Ammoniak-Stickstoffkonzentrationen $\geq 0,1$ mg/l wurden an keinem Standort festgestellt, sodass in Bezug auf den Parameter Ammoniak-Stickstoff eher mit einem nachrangigen Einfluss der oberhalbliegenden Mischwasserbehandlungsanlagen zu rechnen ist (Wissing et al. 2022).

Sauerstoff

An den beiden Messstationen wurde mindestens ein Ereignis mit einem Sauerstoffgehalt < 5 mg/l, dem verfahrensgebundenen Prüfwert nach BWK-M 3, erfasst. Die Sauerstoffdefizite traten insbesondere in den Sommermonaten in den Abend- und Nachtstunden, häufig, im Zusammenhang mit Mischwasserentlastungen auf (Tabelle 1). Daher wurden die Sauerstoffdefizite bei den regelmäßigen Messungen gemäß der Wasserrahmenrichtlinie, die normalerweise tagsüber bei trockenem Wetter stattfinden, nicht erfasst. Bei Trockenwetter sind Sauerstoffschwankungen im Wesentlichen auf die Photosyntheseleistung des Phytoplanktons zurückzuführen (Riechel et al. 2016), sodass ein typischer Tagesgang mit maximalen Sauerstoffkonzentrationen am Tag und minimalen Sauerstoffkonzentrationen in der Nacht entsteht, wobei die Amplitude im Sommer aufgrund der höheren Produktivität der pflanzlichen Biomasse höher ist als im Winter. Bei Niederschlagsereignissen können Abschlüge von Mischwasserbehandlungsanlagen zusätzlich zur Sauerstoffzehrung im Gewässer beitragen. Riechel et al. 2016 konnte zeigen, dass Sauerstoffdefizite im Wesentlichen auf drei Prozesse zurückzuführen sind:

- Die reduzierte Photosyntheseleistung aufgrund der stärkeren Trübung während eines Ereignisses,
- die Durchmischung des Gewässers mit sauerstoffarmem Abwasser aus dem Kanalsystem und
- der Abbau organischer Substanz durch heterotrophe Bakterien

Niederschlagsereignisse mit Mischwasserabschlägen in den Abend- oder Nachtstunden der Sommermonate führen zur Einleitung von sauerstoffarmem, gereinigtem Abwasser, mit einem hohen

Anteil organischer Substanz, in einen Vorfluter in dem keine bzw. kaum Sauerstoffproduktion durch Photosynthese stattfindet, sodass die zusätzliche Sauerstoffzehrung nicht durch Photosynthese kompensiert werden kann. An den beiden Messstationen fanden 75 % (bzw. 85 % in den elf Monaten des sich überschneidenden Messzeitraums) aller festgestellten Prüfwertunterschreitungen in den Abend- und Nachtstunden statt.

Die beiden Messstationen haben rund elf Monate zeitgleich ca. 7,8 km voneinander entfernt entlang der Emscher kontinuierlich ACP-Daten erfasst. Im Emscher-Oberlauf bei km 75,15 wurden in diesem Zeitraum sechs Ereignisse mit Sauerstoffkonzentrationen < 5 mg/L mit einer Gesamtdauer von 51 Stunden 15 Minuten festgestellt. Im gleichen Zeitraum an der Messstation bei km 67,35 wurde lediglich ein Ereignis mit einer Sauerstoffkonzentration < 5 mg/L für ca. eine Stunde detektiert (Tabelle 1). Die Konzentration von ortho-Phosphat ist bei km 75,15 im Mittel um 17 % höher als bei km 67,35. Der Anforderungswert der WRRL von 0,07 mg/L wurde hingegen an beiden Messstandorten mit 6 % der Fälle ähnlich häufig überschritten. Ortho-Phosphat ist häufig der limitierende Faktor für das Pflanzenwachstum und führt unter Umständen zu einer sekundären Eutrophierung, die wiederum zu höheren Sauerstoffschwankungen im Tagesverlauf führt. Beim biologischen Abbau kommt es zu Sauerstoffmangel, der zu einer Phosphorrücklösung aus der Gewässersohle führt und die Eutrophierung fördert (Botturi et al. 2021).

Tabelle 1: Kritische Sauerstoffkonzentrationen < 5 mg/l (verfahrensgebundener Prüfwert BWK-M 3) an den beiden Messstationen km 75,15 und km 67,35 während der sich überschneidenden Messperiode von elf Monaten. Grau markierte Zeilen stellen Ereignisse dar, bei der die Prüfwertunterschreitung nachts stattfindet bzw. in den Abendstunden beginnt und bis in die Nachtstunden anhält (Quelle: Emschergenossenschaft).

	Von	Bis	Dauer	Minimalwert Sauerstoff (mg/l)	Minimumzeitpunkt
Messstation km 75,15	01.07.2020 12:35	01.07.2020 18:40	6h 5min	3,55	01.07.2020 16:35
	01.07.2020 20:00	02.07.2020 04:30	8h 30min	3,07	01.07.2020 22:35
	10.08.2020 00:15	10.08.2020 09:20	9h 5min	1,4	10.08.2020 02:40
	11.08.2020 18:15	12.08.2020 01:45	7h 30min	2,92	11.08.2020 21:40
	14.08.2020 21:10	15.08.2020 10:40	13h 30min	2,85	15.08.2020 02:45
	15.08.2020 21:55	16.08.2020 04:30	6h 35min	4,05	16.08.2020 00:50
	Summe		2d 3h 15min		
Messstation km 67,35	14.08.2020 21:25	14.08.2020 22:25	1h	4	14.08.2020 22:00
	Summe		1h		

Biologisches Monitoring

Die Ergebnisse bis zur Einmündung der Schondelle zeigen überwiegend das mäßige ökologische Potenzial, wobei die Saprobie mit gut oder mäßig bewertet wird und die Allgemeine Degradation mit mäßig oder unbefriedigend (Ausnahme: Probestelle unterhalb der Appelbecke mit „sehr gut“ und unterhalb der Schondelle mit „schlecht“) bewertet wird (Abbildung 5).

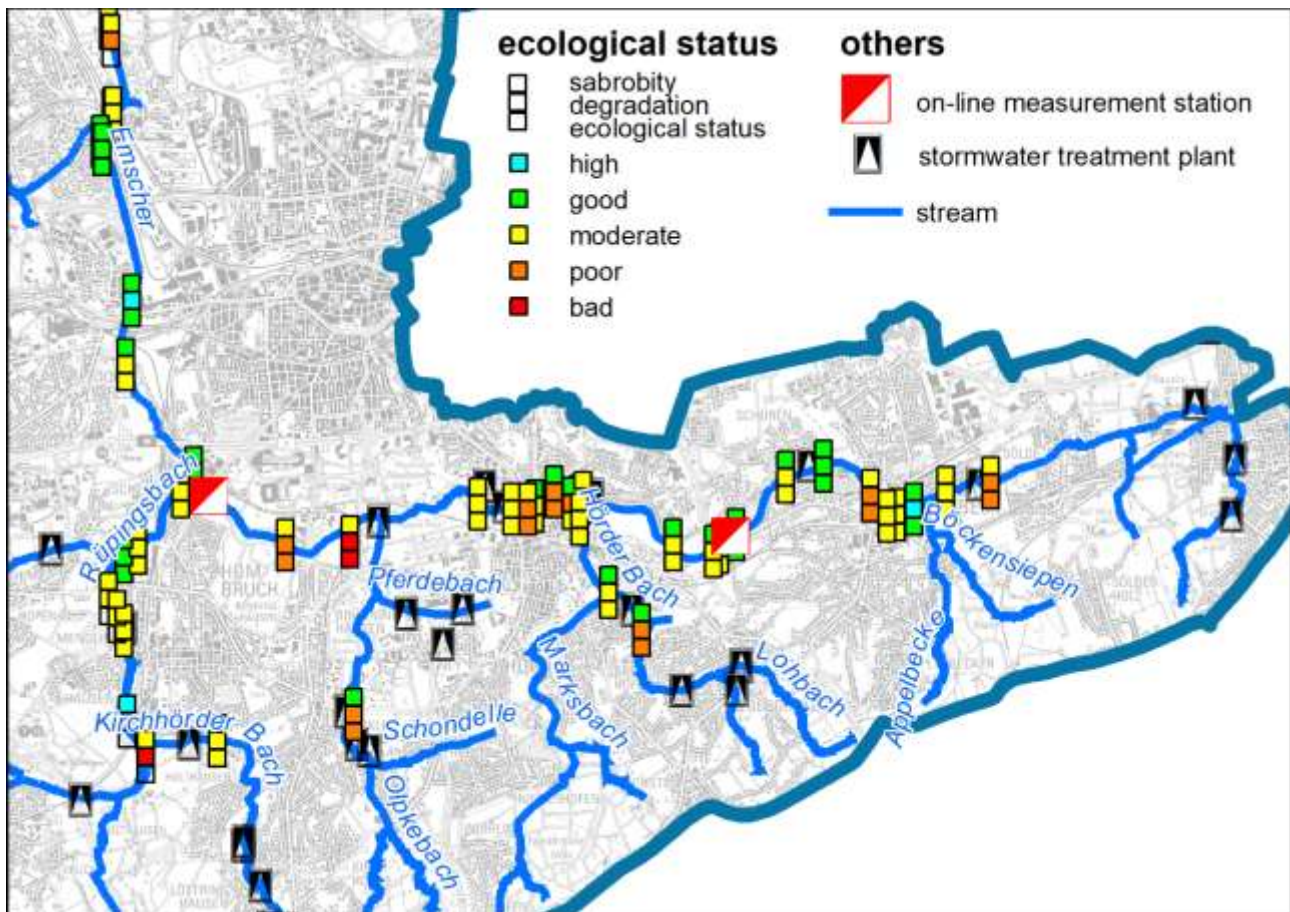


Abbildung 23: Ergebnisse des biologischen Monitorings nach PEROLDES

Im westlichen Abschnitt unterhalb der Einmündung des Rüpingsbaches zeigt die Emscher mit einer überwiegend guten Saprobie und Allgemeinen Degradation eine geringere Belastung. An mehreren Probestellen wird das gute ökologische Potenzial erreicht und dies obwohl in diesem Gewässerabschnitt die Gewässerstruktur schlechter bewertet wurde als weiter oberhalb.

Es ist naheliegend, dass die im Vergleich schlechteren PERLODES-Ergebnisse im oberen Gewässerabschnitt im Zusammenhang mit den festgestellten Sauerstoffdefiziten stehen. Durch den eingegengten, geradlinigen Verlauf der oberen Emscher im westlichen Abschnitt im Bereich Dortmund sind die Fließgeschwindigkeiten höher und die Turbulenzen im Gewässer größer, was zu einem erhöhten Eintrag von Sauerstoff führt. Die biologischen Untersuchungen zeigen hier ein besseres biologisches Potenzial, obwohl eine schlechtere Gewässerstrukturgüte vorliegt.

Bewertung

Das biologische und das kontinuierliche ACP-Monitoring haben einen Handlungsbedarf bezüglich der Sauerstoffsituation und in diesem Zusammenhang auch mit der Nährstoffbelastung im Gewässer aufgezeigt. Die Ziele der WRRL in Bezug auf die Qualitätskomponente Makrozoobenthos können an nur wenigen Stellen erreicht werden. Die Nährstoffbelastung ist auf Stoffeinträge bei Niederschlagsereignissen aus den Behandlungsanlagen des Niederschlagswassers und der Landwirtschaft sowie auf die gewässerinterne Eutrophierung bei sauerstofffreien Bedingungen an der Gewässersohle zurückzuführen. Welcher dieser Eintragspfade bei den einzelnen Ereignissen der dominierende Faktor ist, kann nicht sicher beurteilt werden. Die Landwirtschaft stellt, mit Ausnahme des Oberlaufs, im urbane geprägten Einzugsgebiet der Emscher jedoch keine prägende Rolle dar. Die festgestellten Sauerstoffdefizite sind eng mit der Nährstoffbelastung des Gewässers verknüpft, beide Faktoren

bedingen sich gegenseitig. Zum Erreichen des guten ökologischen Potenzials im oberen Abschnitt des Emscher-Oberlaufs und zur Herstellung gewässerverträglicher Einleitungen sind daher Maßnahmen umzusetzen, die zu einer Verbesserung der Sauerstoffsituation im Gewässer durch die Verringerung von Nährstoffeinträgen und Stoffwirkungen führen.

Zusammenfassung und Ausblick

Insgesamt zeigt das Monitoring einen Handlungsbedarf zur Erhöhung des Sauerstoffgehalts in diesem Abschnitt der Emscher. Hierzu soll in den nächsten Jahren eine Kanalnetzsteuerung zur Minderung der Abschlüge im östlichen Emscher-Oberlauf in Kombination mit einem Retentionsbodenfilter bei km 69,9 realisiert werden, sodass Mischwasser im Kanal bei Bedarf gezielt zu Entlastungsschwerpunkten geleitet werden kann und so der Nährstoffeintrag gemindert wird und im empfindlichen Gewässerabschnitt im Osten die Nährstoffeinträge gemindert werden. Diese Entlastungsschwerpunkte mit entsprechender Flächenverfügbarkeit können dann bedarfsweise mit einer weitergehenden Mischwasserbehandlungsanlage (z.B. Retentionsbodenfilter) ausgestattet werden.

Die rechnerisch ermittelten Handlungsbedarfe in Bezug auf den Parameter Ammoniak-Stickstoff konnten mit den kontinuierlichen ACP-Messungen nicht bestätigt werden.

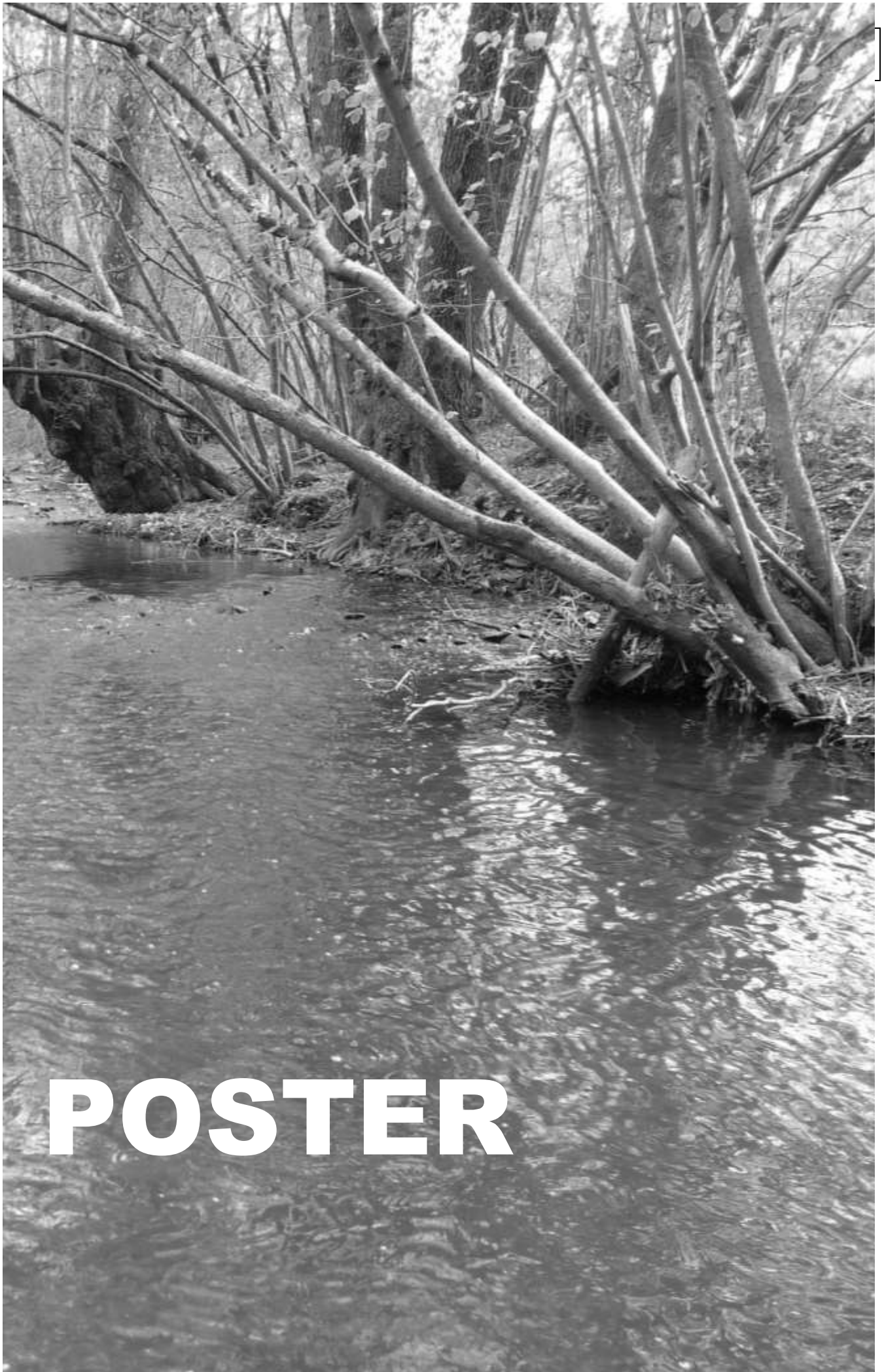
Mit Fertigstellung der ökologischen Verbesserung in weiteren Nebenläufen der Emscher werden in 2022 weitere Messstationen realisiert werden. Mittelfristig ist vorgesehen, die Anzahl der mobilen Messanhänger zu erhöhen.

Danksagung

Die Entwicklung der mit den Wasserbehörden abgestimmten Methodik zur Durchführung der Gewässerverträglichkeitsnachweise und die Vorgehensweise bei der Konkretisierung des Handlungsbedarfes durch das hier vorgestellte Monitoringprogramm ist ein wesentlicher Verdienst von Herrn Michael Becker und Herrn Rudolf Hurck (ehemals Emschergenossenschaft). Ihnen gebührt hierfür besonderer Dank.

Literatur

- Botturi, A., Ozbayram, E. G., Tondera, K., Gilbert, N. I., Rouault, P., Caradot, N., Gutierrez, O., Daneshgar, S., Frison, N., Akyol, Ç., Foglia, A., Eusebi, A. L. u. Fatone, F. (2021): Combined sewer overflows. A critical review on best practice and innovative solutions to mitigate impacts on environment and human health. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 51 (2021) 15, S. 1585 – 1618. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1757957>
- DWA-M 102-3 / BWK-M 3-3: Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer – Teil 3: Immissionsbezogene Bewertungen und Regelungen. Merkblatt. 2021
- Riechel, M., Matzinger, A., Pawlowsky-Reusing, E., Sonnenberg, H., Uldack, M., Heinzmann, B., Caradot, N., Seggern, D. von u. Rouault, P. (2016): Impacts of combined sewer overflows on a large urban river – Understanding the effect of different management strategies. *Water Research* 105 (2016) 3, S. 264 – 273. DOI: 10.1016/j.watres.2016.08.017
- Wissing, M., Petruck, A., Mang, J. (2022): Beurteilung der Gewässerverträglichkeit von Mischwassereinleitungen mittels kontinuierlichem, chemisch-physikalischem Monitoring. *Wasser und Abfall* 04 (2022), S 14 – 21.



POSTER

Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen in hessischen Fließgewässern anhand biologischer Qualitätskomponenten

Katharina Bach^{1,2}, Sarah Hörchner¹, Ariane Moulinec^{1,2}, Matthias Oetken¹, Andrea Sundermann^{1,2}

¹ Goethe-Universität Frankfurt, Abteilung Aquatische Ökotoxikologie, Max-von-Laue-Straße 13, 60438 Frankfurt am Main; katharinabach10@gmail.com

² Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Sektion Flussökosystem-Management, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen; katharina.bach@senckenberg.de

Keywords: Renaturierung, EU-Wasserrahmenrichtlinie, Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten

Einleitung

Die anthropogene Nutzung der Oberflächengewässer hat die Fließgewässer morphologisch, stofflich und hydraulisch stark verändert, wodurch oftmals erhebliche Defizite bezüglich der ökologischen Funktionsfähigkeit entstanden sind. Zur Sicherung der aquatischen Biodiversität und ihrer Lebensräume wurde im Jahr 2000 die europäische Wasserrahmenrichtlinie verabschiedet (Europäisches Parlament und Rat, 2000). Als ein zentrales Ziel gilt das Erreichen des guten ökologischen und chemischen Zustands aller europäischen Fließgewässer. Jedoch erreichen derzeit 90 % der hessischen Fließgewässer nicht den guten ökologischen Zustand (HMUKLV, 2021). Zur Verbesserung des Zustands wurden zahlreiche Renaturierungsprojekte an degradierten Gewässern durchgeführt. Diese strukturellen Aufwertungen sollen die biologischen Qualitätskomponenten positiv beeinflussen, indem naturnahe Habitats die Wiederbesiedlung fördern (Otto, 1996; Nobis et al., 2020). Renaturierungen sollten daher das Artenvorkommen messbar verbessern und damit einhergehend auch die ökologische Zustandsklasse. Bisher konnten viele Studien jedoch nur geringfügige Effekte auf die biologischen Qualitätskomponenten durch Renaturierungen darlegen (Sundermann 2011, Antons, et al. 2011; Lorenz et al. 2018), besonders die ökologische Zustandsklasse spiegelt häufig keine ersten Tendenzen wider. Um gezielter den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen zu messen, wurde ein angepasstes Handbuch zur Bewertung dieser Maßnahmen entwickelt (LAWA-Projekt O 8.18, 2020). In dieser Arbeit soll erstmals dieses Handbuch in Hessen angewendet werden.

Material und Methoden

Hierzu wurde ein umfassendes Monitoring an Renaturierungsmaßnahmen verschiedenen Alters und Gewässertypen, an insgesamt sechs Gewässern in Hessen, durchgeführt (Abb. 1). Die biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos (MZB), Fische und Makrophyten) sowie die Gewässerstrukturgüte wurden jeweils in einem renaturierten und einem nahe gelegenen, nicht renaturierten Gewässerabschnitt erhoben (Diekmann 2005; Meier et al. 2006; LAWLA - Landesarbeitsgemeinschaft Wasser 2007). Die Auswertung hat mittels PERLODES, FiBS und Phylib stattgefunden. Der Erfolg der Renaturierungen wurde mithilfe des LAWLA-Verfahrens für Renaturierungen (LAWLA-Projekt O 8.18 2020) bewertet.

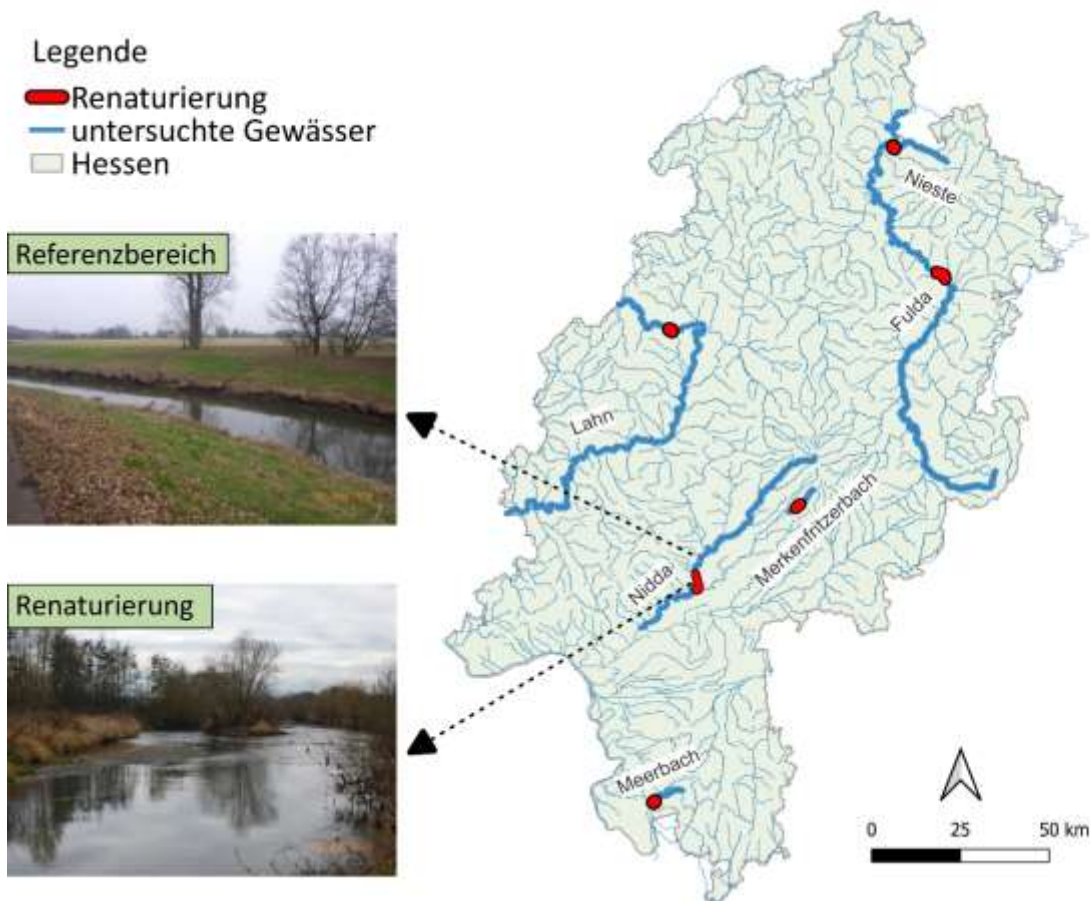


Abbildung 24: Übersichtskarte von Hessen, markiert wurden die beprobten Gewässer. Beispielbilder der Nidda in den verschiedenen Bereichen. Fotos: K. Bach

Das Handbuch gibt eine 4-Schritte-Bewertung von Renaturierungen vor. Dabei wird die Differenz von einzelnen Metrics vor und nach einer Renaturierung berechnet. Hierbei wird bewertet, ob eine Verbesserung, Verschlechterung oder keine Änderung eintritt (Tab. 1). Aus den Differenzen für die jeweiligen Metrics werden die Ergebnisse der einzelnen Komponenten (Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten und Morphologie) gebildet. Anschließend werden die Ergebnisse des Makrozoobenthos, der Fische und der Makrophyten als Ergebnis der Biologie zusammengefasst. Das Gesamtergebnis entsteht dann aus den Ergebnissen der Biologie und der Morphologie. Beim Fehlen einer zeitlichen Referenz wurde diese durch einen räumlichen Vergleich zwischen Renaturierungs- und Referenzstrecke ersetzt.

Tabelle 1: Bedeutung der Farben für die Veränderungen der verschiedenen Komponenten.

Veränderung	Farbschema ÖZK	Farbschema LAWA-Verfahren
Verschlechterung	Rot	
Keine Veränderung	Gelb	
Verbesserung	Grün	

Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Gewässerstruktur in allen Gewässern verbessert hat, die zugehörigen Schlüsselsubstrate hingegen haben sich nach den Renaturierungen nicht verändert (Abb. 2). Die Biologie verweist auf sehr unterschiedliche Ergebnisse zwischen den Artengruppen. Das Makrozoobenthos zeigte Veränderungen nach einer Renaturierung, jedoch keine gerichtete Tendenz. Die Makrophyten, insbesondere die Schlüsselindikatoren, veränderten sich kaum nach Maßnahmenumsetzung. Die Fischfauna zeigte Veränderungen ohne gerichtete Tendenzen an. Im Vergleich mit den ökologischen Zustandsklassen konnte in 13 Fällen gezeigt werden, dass das LAW-Verfahren ein deutlich differenzierteres Ergebnis darlegt. In 3 Fällen unterscheiden sich die Ergebnisse zwischen ökologischer Zustandsklasse und LAW-Verfahren vollständig (Abb. 2). Von sechs untersuchten Renaturierungen werden nach LAW fünf als unverändert klassifiziert. Eine (Merkenfritzerbach) kann in der Gesamtbewertung als positive Veränderung eingeordnet werden. In diesem Beispiel veränderten sich die ökologische Zustandsklasse der Makrophyten und der Fische nicht, wohingegen sich die ökologische Zustandsklasse für das Makrozoobenthos und die Morphologie verbesserte.

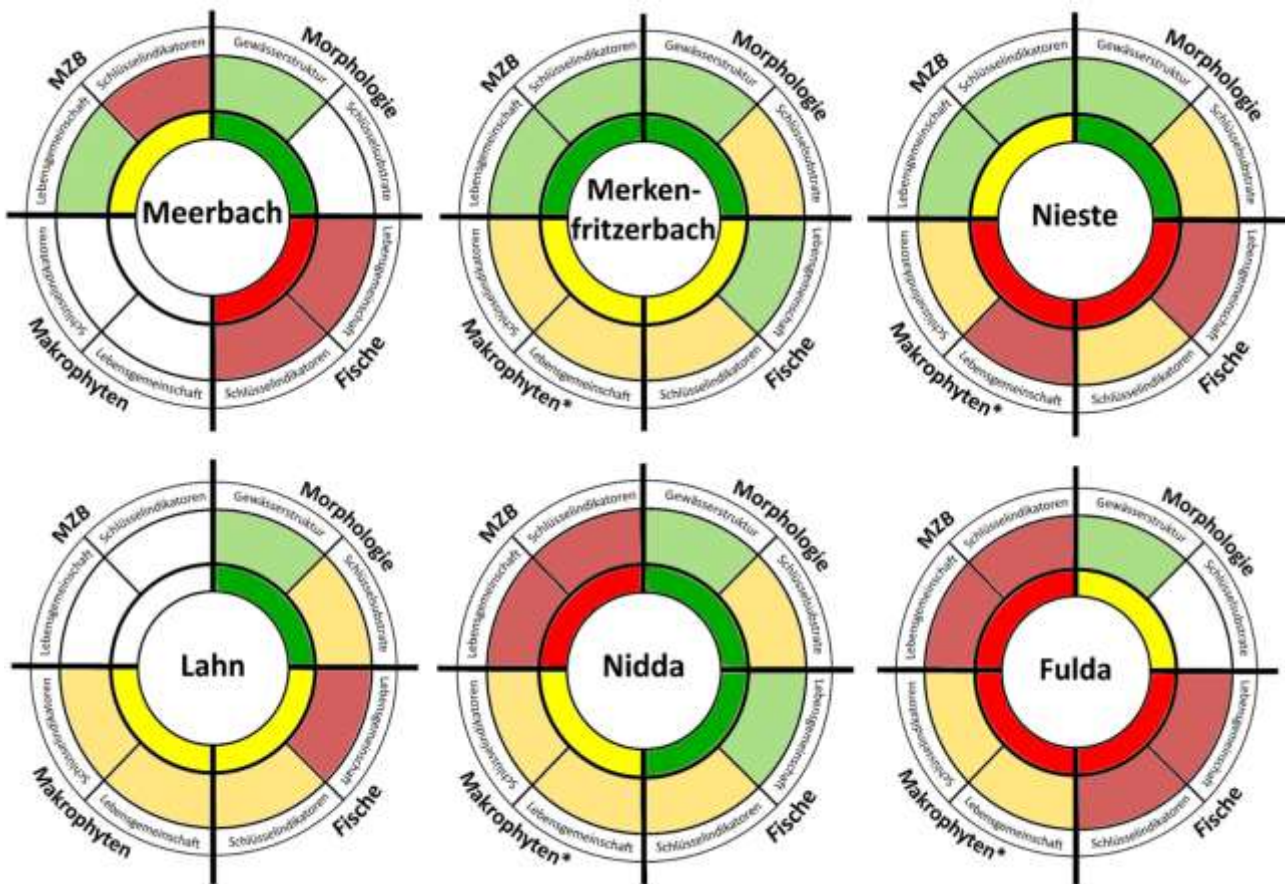


Abbildung 25: Erfolgskontrollen für sechs verschiedene Fließgewässer-Renaturierungen in Hessen. Der äußere Kreis zeigt die Veränderungen der einzelnen im LAW-Verfahren genannten Kategorien an, wohingegen der innere Kreis die Veränderung der jeweiligen ökologischen Zustandsklasse (ÖZK) angibt. Die Bedeutung der Farben zeigt Tab. 1. Bei mit * gekennzeichnete Komponenten wurde der zeitliche Vergleich durch einen räumlichen Vergleich ersetzt. Weiße Felder: Daten lagen nicht vor.

Diskussion

Insgesamt konnte kein gerichteter Trend der Biologie trotz verbesserter Struktur festgestellt werden. Es hat somit keine messbar erfolgreiche Wiederbesiedlung der renaturierten Abschnitte stattgefunden. In seltenen Fällen konnte sogar eine Verschlechterung einzelner Komponenten indiziert werden. Zahlreiche Untersuchungen zeigten bisher ähnliche Ergebnisse für die Erfolgskontrollen der biologischen Qualitätskomponenten (Blakely & Harding, 2005; Jähnig et al., 2011; Januschke et al. 2009; Kowalik & Ormerod, 2006; Sundermann et al., 2011b). Ein hierbei häufig genannter Grund für den unsichtbaren Erfolg ist der Zeitfaktor. Denn erst nach Maßnahmenumsetzung beginnt die naturnahe Eigenentwicklung der Gewässerstrukturen und Strömungsmuster (Seidel et al., 2021). Die biologischen Qualitätskomponenten können sich dabei erst verbessern, nachdem die Wirkungen der Maßnahmen eingetreten sind (Januschke, 2014). Auch das speziell entwickelte LAWA-Verfahren konnte in fünf von sechs Fällen keinen ersten positiven Trend in den Gesamtergebnissen nachweisen. Hierfür sollten weiterhin regelmäßige Erfolgskontrollen der biologischen Qualitätskomponenten stattfinden, um die Komplexität dieser Prozesse zu verstehen und um einen zukünftigen zeitlichen Vergleich zu ermöglichen.

Im Vergleich zwischen den Ergebnissen des LAWA-Verfahrens und der ökologischen Zustandsklasse wird deutlich, dass die LAWA-Berechnungen oftmals keine Veränderung nach einer Renaturierung anzeigen, trotz einer Verschlechterung der ökologischen Zustandsklasse. Insgesamt sollte daher eine Verschlechterung der ökologischen Zustandsklasse kritisch hinterfragt werden. Das LAWA-Verfahren (LAWA-Projekt O 8.18, 2020) hingegen erlaubt eine sehr viel differenziertere Betrachtung des Erfolgs von Renaturierungen, da selbst kleine Erfolge oder Veränderungen durch dieses speziell angepasste Verfahren sichtbar werden.

Eine weitere Ursache für das Ausbleiben einer erfolgreichen Wiederbesiedlung könnte die stoffliche Belastung der Gewässer sein. Neben der stofflichen Belastung sind es jedoch oftmals multiplen Stressoren, die einer Wiederbesiedlung entgegenwirken (Matthaei et al., 2010). Somit wurde hier auch dargelegt, dass eine rein strukturelle Aufwertung nicht die Einflüsse von anderen Stressoren kompensieren kann. Um Gewässer langfristig wieder ökologisch aufwerten zu können, bedarf es daher die Identifizierung aller im Einzugsgebiet wirksamen Stressoren und deren Adressierung. Hinsichtlich der Einschätzung einer stofflichen Belastung wäre der Einsatz eines effektbasierten Monitorings zielführend. Wie dies umgesetzt werden könnte, beschreiben Heß et al. (2023) in diesem Tagungsband.

Zusammenfassung

Obwohl durch Renaturierungen die Struktur von Fließgewässern verbessert wird, zeigt die Biologie oftmals keine Erfolge nach Maßnahmenumsetzung. Die Gründe hierfür werden kontrovers diskutiert. Fest steht, dass neben den strukturellen Defiziten weitere Stressoren auf Fließgewässer wirken, wie beispielsweise stoffliche Belastungen. Diese müssen identifiziert und behoben werden, um den von der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten ökologischen Zustand zu erreichen. Ein umfassendes Monitoring, wie das hier getestete LAWA-Verfahren, hilft den aktuellen Fortschritt zu dokumentieren und diese komplexen Prozesse zu verstehen.

Danksagung

Besonderer Dank geht an das Hessische Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Dezernat Gewässerökologie für die Bereitstellung der Daten. Die Arbeiten sind eingebettet in das vom Umweltbundesamt geförderte Projekt EffektMon zur Untersuchung der Bedeutung der stofflichen Belastung für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen (FKZ 3721242030).

Diese Arbeit ist im Rahmen einer Masterarbeit an der Goethe-Universität Frankfurt entstanden.

Literatur

- Blakely, T.J., Harding, J.S., 2005. Longitudinal patterns in benthic communities in an urban stream under restoration. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 39, 17–28.
<https://doi.org/10.1080/00288330.2005.9517291>
- Diekmann, M., D.U.& B.R., 2005. Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, Langenargen.
- Europäisches Parlament und Rat, 2000. Wasserrahmen Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Heß S., Bing T., Ebke P., Hof D., Oetken M. & Sundermann A., 2023. DECIDE – Entwicklung und Evaluierung eines ökotoxikologischen, wasserrahmenrichtlinienkonformen Bewertungssystems für Fließgewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Ergebnisse der Jahrestagung 2022 (Konstanz); in diesem Tagungsband.
- HMUKLV, 2021. Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen: Bewirtschaftungsplan 2021-2027. Wiesbaden.
- Jähniq, S.C., Lorenz, A.W., Hering, D., Antons, C., Sundermann, A., Jedicke, E., Haase, P., 2011. River restoration success: a question of perception. *Ecol. Appl.* 21, 2007–2015. <https://doi.org/10.1890/10-0618.1>
- Januschke, K., Sundermann, A., Antons, C., Haase, P., Lorenz, A., Hering, D., & Aue, D., 2009. Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. *Deut. Rat Landespfl* 82, 23–39.
- Januschke, K., 2014. River restorations: Morphological effects on colonization and succession of aquatic and riparian organism groups.
- Kowalik, R., Ormerod, S.J., 2006. Intensive sampling and transplantation experiments reveal continued effects of episodic acidification on sensitive stream invertebrates. *Freshw. Biol.* 51, 180–191.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01476.x>
- LAWA-Projekt O 8.18, 2020. Verfahrensempfehlung zur Erfolgskontrolle hydromorphologischer Maßnahmen in und an Fließgewässern.
- LAWA - Landesarbeitsgemeinschaft Wasser, 2007. LAWA-AO Rahmenkonzeption Monitoring Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen Arbeitspapier II Hintergrund- und Orientierungswerte. Stand.
- Lorenz, A.W., Haase, P., Januschke, K., Sundermann, A., Hering, D., 2018. Revisiting restored river reaches – Assessing change of aquatic and riparian communities after five years. *Sci. Total Environ.* 613–614, 1185–1195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.188>
- Matthaei, C.D., Piggott, J.J., Townsend, C.R., 2010. Multiple stressors in agricultural streams: interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction. *J. Appl. Ecol.* 47, 639–649.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01809.x>
- Meier, C., Haase, P., Rolauuffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D., 2006. Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie-Stand Mai 2006.
- Nobis, K., Schumann, M., Lehmann, B., Linke, H.-J., 2020. Renaturierung und naturnahe Entwicklung von Fließgewässern. Springer Spektrum, Wiesbaden, pp. 3–11. https://doi.org/10.1007/978-3-658-30253-5_2
- Otto A., 1996. Renaturierung als Teil der ökologischen Fließgewässersanierung. *Kassler Wasserbau-Mitteilungen* 6, 25–34.
- Seidel, M., Li, F., Langheinrich, U., Gersberg, R.M., Lüderitz, V., 2021. Self-dynamics as a driver for restoration success in a lowland stream reach. *Limnologica* 88, 125873.
<https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125873>

- Sundermann, A., Antons, C., Cron, N., Lorenz, A.W., Hering, D., Haase, P., 2011a. Hydromorphological restoration of running waters: Effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshw. Biol.* 56, 1689–1702. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02599.x>
- Sundermann, A., Stoll, S., Haase, P., 2011b. River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecol. Appl.* 21, 1962–1971. <https://doi.org/10.1890/10-0607.1>

Bedeutung der Gewässerstruktur für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos in Abhängigkeit der Abschnittslänge

*Adrien Jérémie Flammang*¹, Sebastian Heß^{1,2}, Andrea Sundermann^{1,2}*

¹ Goethe-Universität Frankfurt, Institut für Ökologie, Evolution und Diversität, Max-von-Laue-Str. 13, 60438 Frankfurt am Main, ² Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Sektion Flussökosystem-Management, Clamecystr. 12, 63571 Gelnhausen, * adrien.flammang972@gmail.com

Keywords: Makrozoobenthos, Gewässerstrukturgüte, lokal, Fließgewässer

Einleitung

Der ökologische Zustand von Gewässern wird auf verschiedene Weise beeinflusst. So spielen neben den chemisch-physikalischen Eigenschaften auch die Gewässerstruktur sowie das Umfeld der Gewässer eine wichtige Rolle für deren ökologische Funktionsfähigkeit und die Ausprägung der aquatischen Lebensgemeinschaften (Meißner et al., 2019). Die Gewässerstruktur wurde in der Vergangenheit als wichtiger Einflussfaktor für die Artengemeinschaften der benthischen Invertebraten häufig untersucht und flächendeckend bewertet. Beispielsweise konnten Vinson und Hawkins (2003) und Tonkin (2014) beobachten, dass die lokale Gewässerstruktur einen positiven Einfluss auf das Makrozoobenthos zu haben scheint. Dabei scheint die Stärke des Zusammenhangs zwischen Makrozoobenthos und Gewässerstruktur abhängig von der betrachteten Skala zu sein (Knehtl et al. 2021). In der Vergangenheit wurde diese als Faktor für die Ausprägung der Artengemeinschaften häufig jedoch vernachlässigt. In dieser Arbeit wurde daher untersucht, ob kleinräumig aufgenommene Daten zur Gewässerstrukturgüte einen Zusammenhang zum Makrozoobenthos an einer jeweiligen Probestelle zeigen und ob sich dieser Zusammenhang in Abhängigkeit der betrachteten Abschnittslänge verändert. Im Folgenden werden erste Ergebnisse vorgestellt.

Material und Methoden

Im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderte Projekt DECIDE (AZ 35663/01) wurden an 28 Probestellen in den Einzugsgebieten der Gersprenz, der Modau, des Schwarzbachs, des Urselbachs und des Liederbachs das Makrozoobenthos (MZB) nach Meier et al. (2006) bewertet (Abb. 1). Zudem wurden vom Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) Daten zur Gewässerstrukturgüte (GSG) zur Verfügung gestellt. Konkret wurde die GSG an der Entnahmestelle der MZB-Probe, sowie die mittlere GSG-Klasse in einem 0,5, 1 und 2 km langen Abschnitt direkt oberhalb der MZB-Probestelle ermittelt (Abb. 1).

In einem ersten Schritt wurde überprüft, ob sich Unterschiede hinsichtlich der GSG-Bewertungsergebnisse der unterschiedlich langen Abschnitte zeigen. Unterschiede zwischen dem 0,1 km-Abschnitt und der errechneten Mittelwerte wurden jeweils mit Hilfe eines nicht parametrischen Test (Wilcoxon-Test) auf Signifikanz überprüft. In einem zweiten Schritt wurde der Zusammenhang zwischen den MZB-Bewertungsergebnisse und den GSG-Daten an den unterschiedlich langen Abschnitten untersucht. Der Zusammenhang zwischen den Ergebnissen der Gewässerstrukturgüte und dem Multimetrischen Index (MMI) stellvertretend für den ökologischen Zustand des MZB wurde mittels einfacher linearer Regressionsmodelle in R (Version 4.1.2) beschrieben.

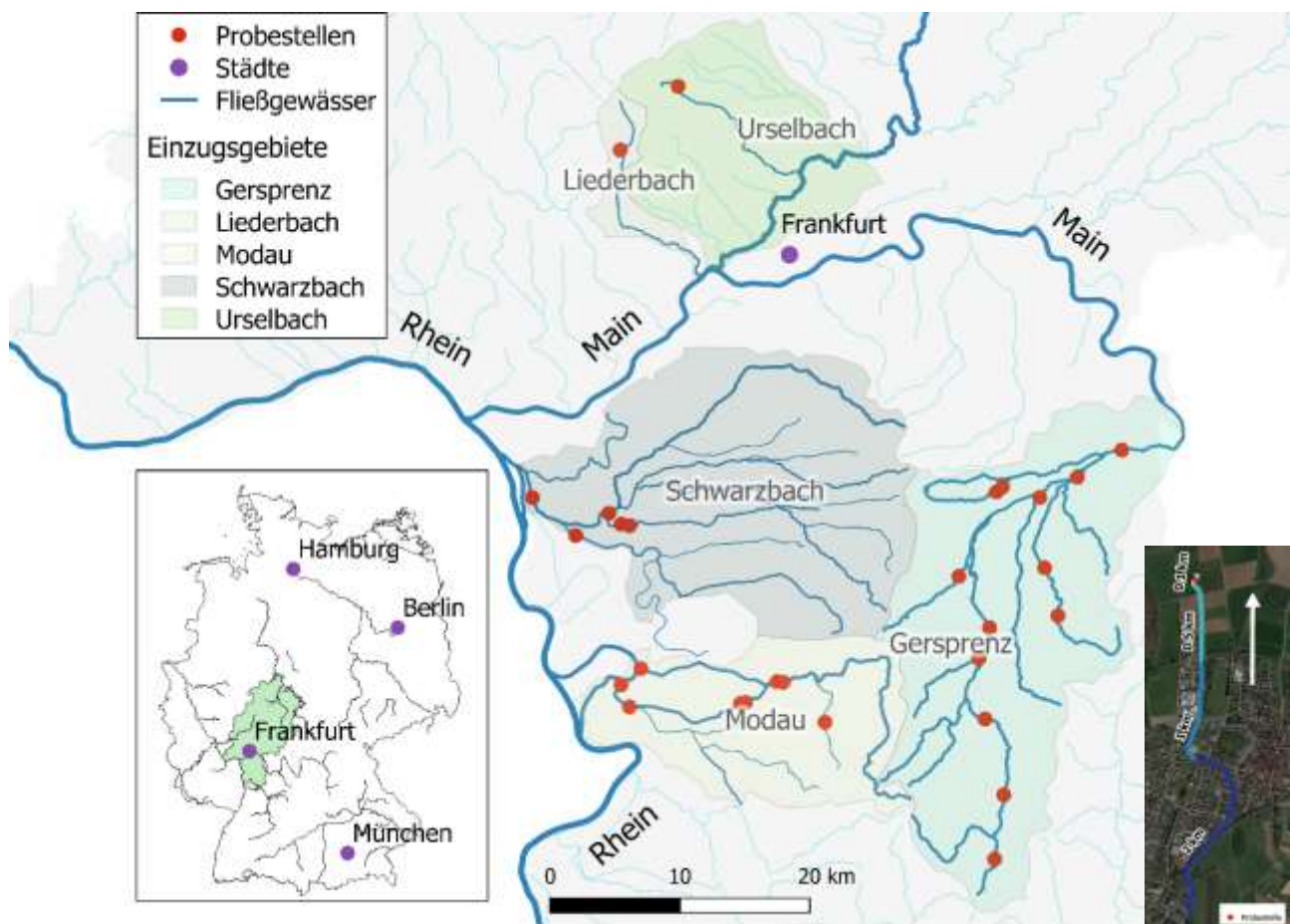


Abb. 26: Lage der Makrozoobenthos-Probenahmestellen und der betrachteten Gewässerstrukturgüte-Abschnitte über eine Länge von 0,1, 0,5, 1 und 2 km

Ergebnisse und Diskussion

Um Unterschiede in der Gewässerstruktur in Abhängigkeit der betrachteten Abschnittslängen zu untersuchen, wurde die Differenz zwischen dem 0,1 km Abschnitt (Probestelle) und der mittleren GSG über 0,5, 1, und 2 km errechnet. Die Betrachtung über den 0,5 km Abschnitt führte zunächst zu einer signifikanten Verschlechterung der GSG ($p=0,01$). Bei den 1 ($p=0,08$) und 2 km-Abschnitten ($p=0,44$) konnten keine signifikanten Differenzen festgestellt werden (Abb. 2). Je länger der betrachtete Gewässerabschnitt wird, desto geringer wird - im Mittel - der Unterschied der Gewässerstruktur zwischen Probestelle und Abschnittslänge. Diese Ergebnisse müssen jedoch mit Vorsicht betrachtet werden, da der Mittelwert aus den einzelnen 100 m-Abschnitten errechnet wurde

und bei geringeren Gesamtlängen, und weniger Abschnitten, sensitiver gegenüber Extremwerten reagieren. Insgesamt kam es zu keiner gerichteten Verbesserung oder Verschlechterung der GSG bei der Betrachtung längerer Abschnitte. Einige Abschnitte zeigten eine bessere Gewässerstruktur und einige eine schlechtere, dies muss sich aber nicht im Mittelwert widerspiegeln.

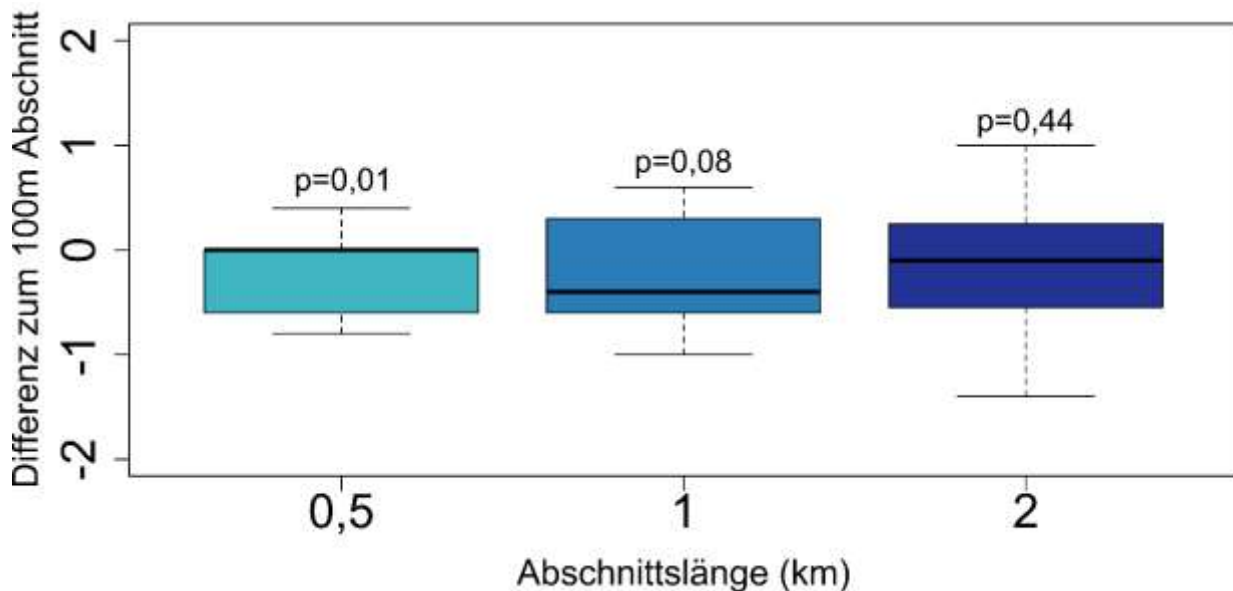


Abb. 27: Differenz der GSG am 0,1 km Abschnitt zur mittleren GSG über 0,5; 1 und 2 km (N=28). P-Werte entsprechen nicht parametrischen Tests (Wilcoxon-Test) der einzelnen Abschnittslängen mit dem 0,1 km Abschnitt.

In einem zweiten Teil wurde der Zusammenhang zwischen dem MMI und der GSG in Abhängigkeit der Abschnittslänge untersucht (Abb. 3). Bei allen Abschnittslängen wurden signifikante Zusammenhänge zwischen den beiden Variablen gefunden (0,1 km: $p=0,007$; 0,5 km: $p=0,003$; 1 km: $p=0,001$; 2 km: $p=0,0005$). Die erklärte Varianz (R^2) nahm dabei mit zunehmender Abschnittslänge zu. Dies zeigt, dass die Gewässerstruktur auf einer längeren Fließgewässerstrecke oberhalb der MZB-Probestelle eine Rolle für die Artengemeinschaften zu spielen scheint. Die Ergebnisse stimmen mit Funden von Sponseller et al. (2001) und Knehtl et al. (2021) überein. Beide Arbeiten zeigten den Einfluss größerer Abschnittslängen auf das Makrozoobenthos. Insgesamt sind die R^2 -Werte generell recht niedrig und erklärten nur einen Teil der Varianz des MMI ($R^2 \leq 0,38$). Andere Faktoren (z.B. Gewässerchemie) könnten einen größeren Einfluss auf das MZB haben und sollten nicht vernachlässigt werden.

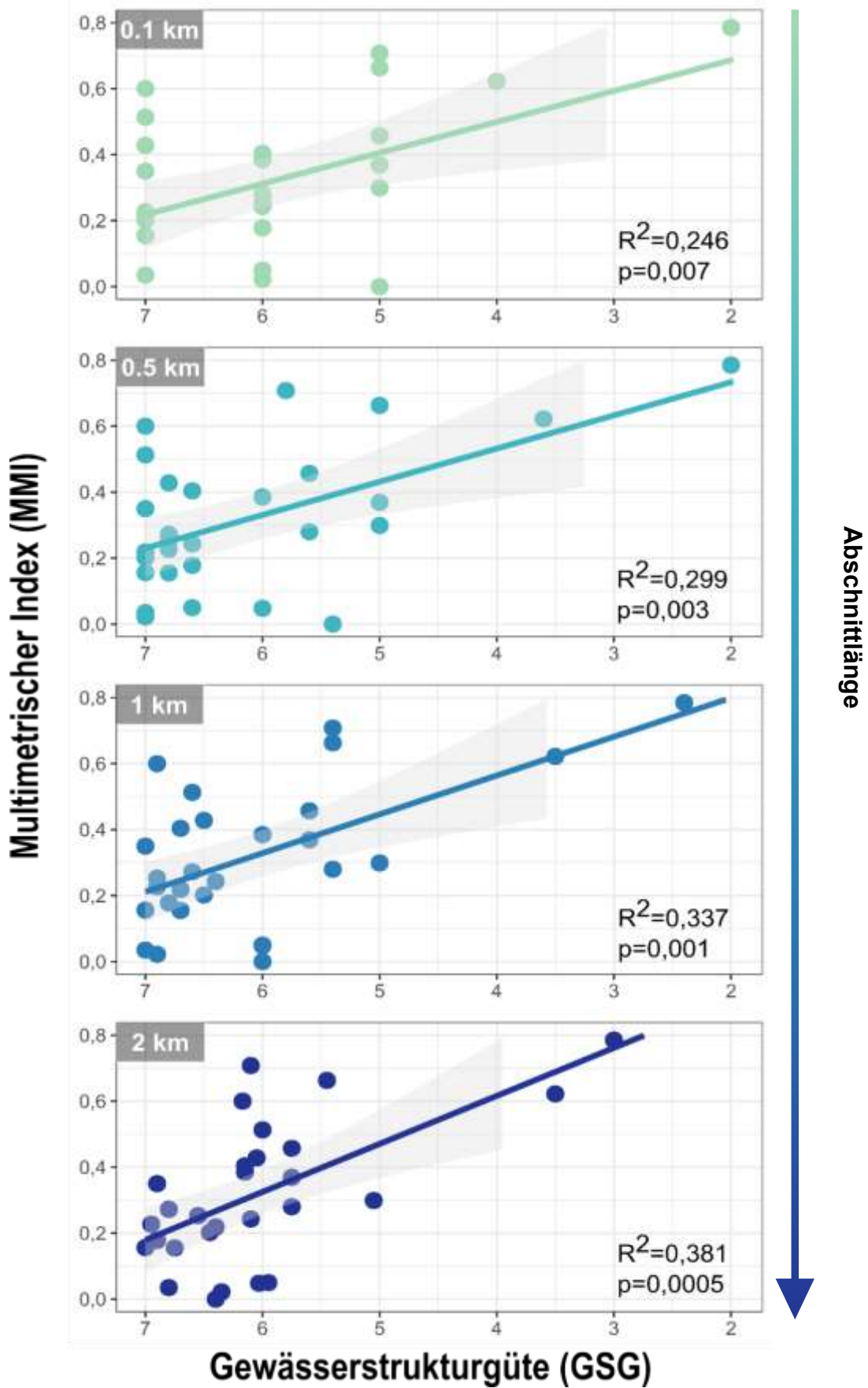


Abb. 28: Vergleich des linearen Zusammenhanges zwischen dem MMI und der mittleren GSG in Abhängigkeit von der Abschnittlänge. Graue Bereiche entsprechen dem 95% CI. N=28

Schlussfolgerungen und Ausblick

Allgemein zeigten die Ergebnisse signifikante Zusammenhänge zwischen dem MMI und der GSG. Dieser Zusammenhang verbesserte sich mit zunehmender Abschnittslänge. Für die systematische Untersuchung dieses Zusammenhangs sind weitere Arbeiten geplant. Der Datensatz soll um weitere Probestellen (ca. 50) in Süd- und Mittelhessen und einer weiteren Abschnittslänge von 5 km erweitert werden. Neben der GSG und dem MMI sollen auch einzelne Hauptparameter und der Habitat-Index (Foerster, 2017) sowie weitere MZB-Metrics berücksichtigt werden. Ziel ist es, die MZB-Metrics und GSG-Parameter zu identifizieren, die am ehesten unter Berücksichtigung der Abschnittslänge in einem Zusammenhang stehen.

Danksagung

Diese Untersuchungen wurden im Rahmen einer Masterarbeit durchgeführt, welche Teil des DECIDE Projektes ist. Dieses wird von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert (Förderzeichen: AZ 35663/01). Besonderer Dank geht auch an das Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) für die Bereitstellung der Daten zur Gewässerstrukturgüte.

Literatur

- Foerster, J., Halle, M., Müller, A., 2017. Entwicklung eines Habitatindex zur Beurteilung biozönotisch relevanter Gewässerstrukturen. *Entwicklung eines Habitatindex zur Beurteilung biozönotisch relevanter Gewässerstrukturen. Korrespondenz Wasser* 10, 466–471. <https://doi.org/10.3243/kwe2017.08.002>
- Knehtl, M., Podgornik, S., Urbanic, G., 2021. Scale-depended effects of hydromorphology and riparian land-use on benthic invertebrates and fish: implications for large river management. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04589-8>
- Meißner, T., Sures, B., Feld, C.K., 2019. Multiple stressors and the role of hydrology on benthic invertebrates in mountainous streams. *Science of The Total Environment* 663, 841–851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.288>
- Sponseller, R.A., Benfield, E.F., Valett, H.M., 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46, 1409–1424. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00758.x>
- Tonkin, J.D., 2014. Drivers of macroinvertebrate community structure in unmodified streams. *PeerJ* 2, e465. <https://doi.org/10.7717/peerj.465>
- Vinson, M.R., Hawkins, C.P., 2003. Broad-scale geographical patterns in local stream insect genera richness. *Ecography* 26, 751–767. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2003.03397.x>

Online Biomonitoring of water quality and fish health with the Multispecies Freshwater Biomonitor (MFB)

Almut Gerhardt

LimCo International GmbH, D-78462 Konstanz, info@limco-int.com

Keywords: fish, behaviour, aquaculture, automated recording

Background

Aquaculture represents a growing food sector worldwide. Due to population growth, climate change and the need to reduce meat consumption, the interest in aquaculture products is rising but needs adaptations (Maulu *et al.* 2021).

Animal health and welfare is of growing concern in aquaculture farming and increased importance for consumers. To improve animal welfare in aquaculture real-time biomonitoring of survival and fitness of the breeding animals is essential (Toni *et al.* 2019).

The Multispecies Freshwater Biomonitor (MFB) is a biological early warning system based on the principle that sensitive indicator species respond to toxic stress with rapid behavioural changes and or mortality (Gerhardt *et al.* 1994, 1998). The MFB is based on a non-optic recording technique allowing to monitor the quantitative behavioural responses of the individual organism continuously in their natural substrate (including turbid water, soil and sediment). As the substrate does not need to be pre-treated, *eg.* by filtration, realistic toxicity is being assessed.

The Multispecies Freshwater Biomonitor (MFB) has been used in numerous ecotoxicity studies with different invertebrates and fish, such as Medaka, stickleback or *Gambusia*, recording behaviour and survival of individual organisms exposed to chemical stressors or complex effluents (see download section of www.limco-int.com).

Method

In this pilot test, the MFB was applied in tanks allowing juvenile guppies (*Poecilia reticulata*) to move free through “open” sensor chambers in the whole tank, hence not affecting their normal locomotive behaviour. The fish were not caged and were able to pass through the open sensor chambers from one half to the other half of the tank.

In 12 independent experiments (1 exp./day of 2 hours) five guppies were exposed in the tank, which was divided in two halves with 8 sensor chambers, 4 connected to the MFB and 4 without connection. The fish were recorded with the MFB and simultaneously visually observed, i.e. the fish passages were counted by eye, too. After the 2 h of experiment the fish were set back into the culture tank and fed with flakes. Each day new fish from the culture tank were selected randomly for the experiments.

Results

The results showed, that the guppies swam through the chambers equally often independent of their electrical connection to the MFB (Fig.1). There was no statistical significance (one way ANOVA, ns). The fish swam rapidly through or spent more time for exploration, creating sufficient behavioural signals to evaluate their fitness (signal amplitude, frequencies for locomotion, ventilation, etc.) (Fig. 2a, b). This set-up allows to (1) count the fish movements and (2) analyze the fish fitness in aquaculture tanks.

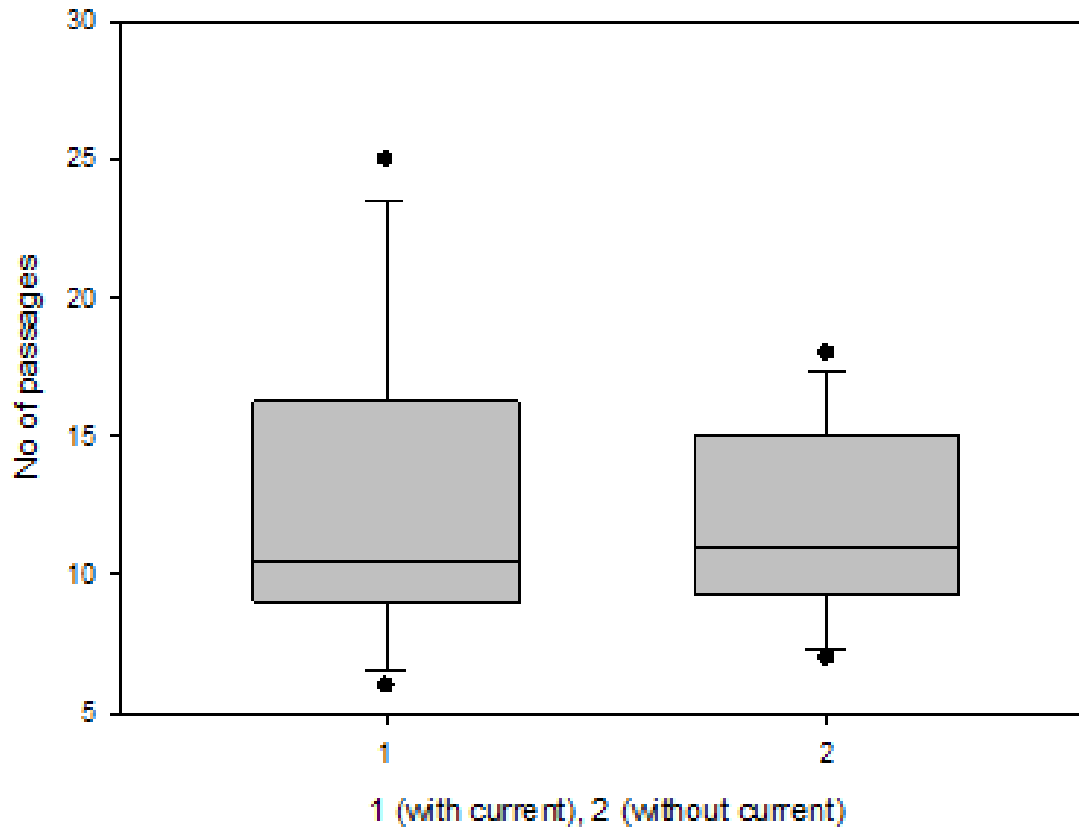


Fig. 1: Juvenile *P. reticulata* passing through the “open” MFB test chambers: left: connected to the MFB, right: not connected to the MFB.

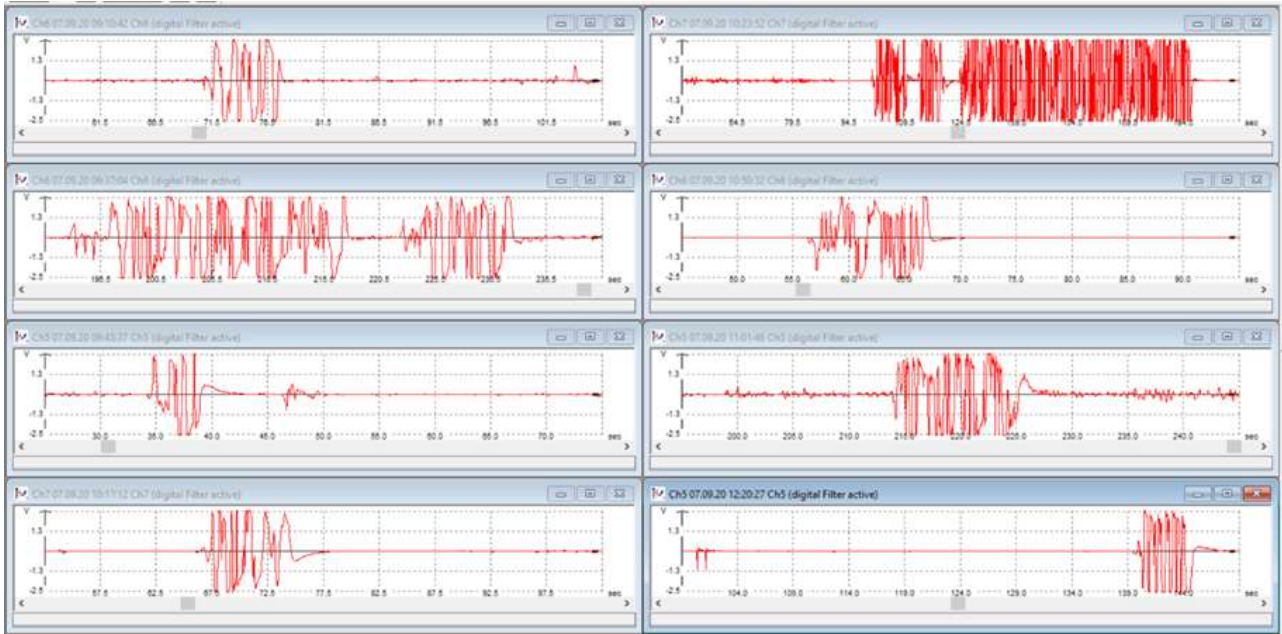


Fig. 2: Juvenile *P. reticulata* swimming through the “open” MFB test chambers: left: connected to the MFB, right: not connected to the MFB.

Acknowledgements

A. Einbock is gratefully acknowledged for skillful performance of the experiments.

References

- Gerhardt, A., Clostermann, M., Fridlund, B. & E. Svensson (1994): Monitoring of behavioral patterns of aquatic organisms with an impedance conversion technique. *Environment International* 20 (2), 209-219
- Gerhardt, A., Carlsson, A., Ressemann, C. & K. P. Stich (1998): A new online biomonitoring system for *Gammarus pulex* (L.) (Crustacea): *in situ* test below a copper effluent in South Sweden. *Environmental Science & Technology* 32 (1), 150-156.
- Maulu, S., Hasimuna, OJ., Haambiya, LH., Monde, C., Musuka, CG., Makorwa, TH., Munganga, BP., Phiri, KJ., Nsekanabo, JDM. (2021): Climate change effects on aquaculture production: sustainability implications, mitigation and adaptations. *Front. Sustain. Food. Syst.* 2021.
- Toni, M., Manciooco, A., Angiulli, E., Alleva, E., Cioni, C., Malavasi, S., (2019): Review: Assessing fish welfare in research and aquaculture with focus on European directives. *Animal*, 13 (1), 161-170.

Modellierung von Schwermetallen und Arsen in der Elbe bei extremem Niedrigwasser

Gerd Hübner¹, Daniel Schwandt¹ & Jens Wyrwa¹

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, huebner@bafg.de, schwandt@bafg.de, wyrwa@bafg.de

Keywords: Gewässergütemodellierung, Schwermetalle, Arsen, Elbe, Niedrigwasser

Einleitung

Im Sommer und Herbst der Jahre 2018 und 2019 führte die Elbe extremes Niedrigwasser (NW). Während dieser NW-Perioden wurde die Wasserbeschaffenheit der Elbe zwischen Schmilka und Geesthacht durch die Bundesländer im Einzugsgebiet untersucht. Dies erfolgte insbesondere anhand des Messprogramms für hydrologische Extremereignisse der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe 2021a). Das Messprogramm bezieht sich auch auf Schwermetalle und Arsen, deren Konzentrationsniveau in der Elbe im Vergleich zu anderen großen Flüssen in Deutschland relativ hoch ist. Auswertungen des Messprogramms in den beiden NW-Perioden 2018 und 2019 wurden in Hübner & Schwandt (2020, 2021a) veröffentlicht. Ein Vergleich der Schwermetallbelastung von Rhein und Elbe beim NW 2018 ist Hübner & Schwandt (2021b) zu entnehmen.

Insbesondere gestützt auf die ereignisbezogen erhobenen Messwerte erfolgte auch eine ereignisbezogene retrospektive Modellierung der beiden NW-Perioden. Vorrangiges Ziel war die Prüfung, ob die „Grundlast“ der Elbe bei extremem NW für einzelne Schwermetalle und Arsen realitätsnah simuliert werden kann. In diesen Perioden sind nur geringe diffuse Einträge und das weitgehende Fehlen von Mischwasserentlastungen anzunehmen.

Methoden

Im Fokus stand die „Binnenelbe“ von der tschechisch-deutschen Grenze bei Schmilka bis zum Wehr Geesthacht. Die Beprobungstermine des Messprogramms Extremereignisse ermöglichten es, die Zeiträume vom 16.7. bis zum 10.12.2018 und vom 15.7. bis zum 30.9.2019 zu untersuchen, in denen die Wasserführung der Elbe außergewöhnlich niedrig war (vgl. Hübner & Schwandt 2020, 2021a/b).

Messwerte zur Validierung der Modellergebnisse

Tagesmittelwerte des Durchflusses an zehn Elbepegeln der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) wurden durch die BfG bereitgestellt. Zur Validierung genutzte Messungen zur Wasserbeschaffenheit der Elbe stammen sowohl aus dem Messprogramm Extremereignisse (BfG 2020) als auch aus weiteren Messungen der Länder Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Niedersachsen im Rahmen der regelmäßigen Gewässerüberwachung (FGG Elbe 2021b, LHW 2021). Neben Stichproben (StP) wurden auch Wochenmischproben (WoM, diese ohne Messung des gelösten Schwermetallanteils) berücksichtigt. Eine Übersicht über die Messstellen und Beprobungen gibt Tabelle 1.

Tab. 1: Messstellen und Probenahme zur Wasserbeschaffenheit der Elbe (unter Einbezug von Schwermetallen und Arsen) in den NW-Perioden 2018 und 2019 (StP: Stichproben / WoM: Wochenmischproben); Messstellen des Messprogramms Extremereignisse sind grau hinterlegt.

Messstelle	Kürzel	Elbe-km	Lage	Probenfrequenz und -art		Betreiber
Schmilka	SM	3,9	rechts	14-tägliche StP	WoM	Sachsen
Niederlommatszsch	NL	94,4	links	monatliche StP	WoM*4	
Dommitzsch	DO	172,6	rechts	monatliche StP		
Wittenberg	WB	213,8	Mitte	14-tägliche StP	WoM*5	Sachsen-Anhalt
Breitenhagen*1	BH	287,0	links	monatliche StP		
			rechts			
Magdeburg*2	MD	318,1	links	14-tägliche StP		
		322,0	rechts	monatliche StP		
Tangermünde*3	TM	388,0	links	monatliche StP		
			rechts			
Cumlosen	CU	470,0	rechts	14-tägliche StP		Brandenburg
Schnackenburg	SN	474,5	links	14-tägliche StP	WoM	Niedersachsen

*1: keine gelösten Schwermetalle; Messwerte links und rechts gemittelt (für 1D-Modellvergleich)

*2: Messwerte links und rechts gemittelt (d. h.: nur monatliche Vergleichswerte)

*3: 2018: Messwerte links und rechts gemittelt; 2019: Schwermetalle nur links gemessen

*4: Wochenmischproben von Messstelle Zehren (Elbe-km 89,6; links)

*5: Wochenmischproben von BfG-Messstation Radiologie (Elbe-km 216,6, rechts)

Modell und Eingangsdaten

Eingesetzt wurde das deterministische Gewässergütemodell QSim (BfG 2018) mit der Modellinstanz „Binnenelbe“ (integriert ist das eindimensionale hydrodynamische Modell HYDRAX). Diese Modellinstanz, mit der ca. alle 500 m querschnittsgemittelte Konzentrationen simuliert werden können, diente auch schon der Modellierung des Elbe-NWs im Jahr 2015 (Hübner et al. 2018). Neben der Elbe wurden alle unmittelbar zufließenden Nebengewässer mit einem langjährigen mittleren Durchfluss (MQ) über 0,5 m³/s berücksichtigt. Die Durchfluss-Tagesmittelwerte der Nebengewässer stammen von den Bundesländern bzw. der WSV, Daten zu ihrer Wasserbeschaffenheit wurden den Wassergüteportalen der Bundesländer bzw. FGG Elbe (2021b) und BfG (2020) entnommen. Einbezogen wurden ferner sechs große in die Elbe entwässernde kommunale Kläranlagen (Abfluss- und Wasserbeschaffenheitsdaten vom jeweiligen Betreiber) sowie schwermetallhaltige Direkteinleitungen aus Industrie und (Alt-)Bergbau gemäß dem „Pollutant Release and Transfer Register“ (UBA 2021). Die Jahresemissionsdaten aus diesem Register wurden linear zu Tageswerten disaggregiert.

Schwermetallmodul

Beim QSim-Schwermetallmodul nach Kirchesch & Schumacher (2019) werden die Gesamt- und die gelöste Konzentration der einzelnen Schwermetalle ein- und ausgegeben. Mit dem Modul kann der Transport von bis zu zehn Schwermetallen und von Arsen gleichzeitig simuliert werden. Aufgrund der unterschiedlichen Datenlage (Messhäufigkeit, Anzahl der Messwerte über der Bestimmungsgrenze) werden in diesem Beitrag nur die Elemente Cadmium, Kupfer, Nickel, Uran, Zink und Arsen betrachtet. Das Verhältnis zwischen partikulär gebundenem und gelöstem Anteil der Schwermetalle bezogen auf die Schwebstoffkonzentration (dynamischer Gleichgewichtszustand) gibt der K_D -Wert an, der im Modell zunächst über die Eingangsdaten definiert wird. Zur Berechnung des gelösten Anteils existieren derzeit zwei Varianten. Bei Variante 1 ändert sich der K_D -Wert in der Transportroutine unter Einbezug von Schwebstoffkonzentration und pH-Wert sukzessive nach der Formel gemäß ATV (2002) in Abbildung 1. Die elementspezifischen Konstanten und Exponenten der Formel wurden in den Jahren 2021/22 elbespezifisch modifiziert und sind in Tabelle 2 angegeben.

Bei Variante 2 erfolgt keine Anpassung des K_D -Werts an veränderte pH- und Schwebstoffverhältnisse.

$$K_D = \frac{c_1}{C_S^{e1}} + \frac{c_2}{C_S^{e2}} + \left[\frac{pH}{9} \left(\frac{c_3}{C_S^{e3}} \right) + \left[\frac{c_4}{C_S^{e4}} + c_5 \right] \cdot \left[\left(\frac{pH-4}{5} \right)^{e5} - \left(\frac{pH-4}{5} \right)^{(e5-1)} \right] \right]$$

K_D : K_D -Wert [l/g]; C_S : Schwebstoffkonzentration [mg/l]; pH: pH-Wert
 $c_1 - c_5$; $e1 - e5$: elementspezifische Konstanten bzw. Exponenten

Abb. 1: Formel nach ATV (2002) zur K_D -Wert-Berechnung (Variante 1).

Tab. 2: Konstanten und Exponenten zur K_D -Wert-Berechnung nach Variante 1 (Formel in Abb. 1).

Konstante / Exponent	Cadmium	Kupfer	Nickel	Uran	Zink	Arsen
c1	190	7	27	3	130	5
c2	23000	385	2170	285	16200	300
c3	42	13	63	63	42	13
c4	0,4	- 250	- 380	- 50	0,27	- 195
c5	- 130	0	0	0	- 90	0
e1	1	0,5	0,5	0,5	1	0,5
e2	0,7	0,8	0,9	0,9	0,7	0,8
e3	0,06	0,2	0,2	0,2	0,06	0,2
e4	- 1	0,5	0,8	0,8	- 1	0,5
e5	3,5	3,2	4,2	4,2	3,5	3,2

Ergebnisse

Wasserführung

Wie Abbildung 2 zeigt, wird der Durchfluss der Elbe in den NW-Perioden 2018 und 2019 vom Modell in guter Näherung zu den von der WSV ermittelten Werten wiedergegeben. Die beiden NW-Ereignisse wiesen sehr ähnliche mittlere Durchflüsse auf, die insbesondere unterhalb der Saalemündung weit unter dem langjährigen mittleren NW-Durchfluss (MNQ) lagen.

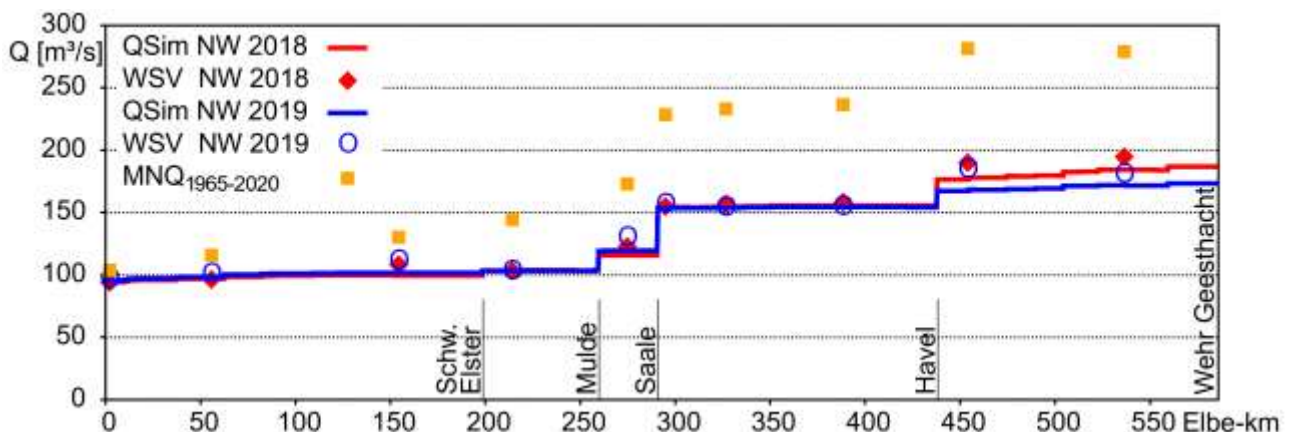


Abb. 2: Mittlerer Durchfluss (Q) der Elbe in den NW-Perioden 2018 und 2019 nach QSim (HYDRAX) und Daten der WSV sowie langjähriger mittlerer NW-Durchfluss (MNQ).

Konzentrationen und Frachten

In Abbildung 3 sind exemplarisch für Arsen und Nickel die Mittelwerte der modellierten Konzentrationen (Variante 1) und die aus den Modellergebnissen berechneten mittleren

Tagesfrachten während der NW-Perioden 2018 und 2019 im Längsverlauf der Elbe dargestellt. Zusätzlich sind die aus den Messergebnissen berechneten mittleren Konzentrationen aufgenommen.

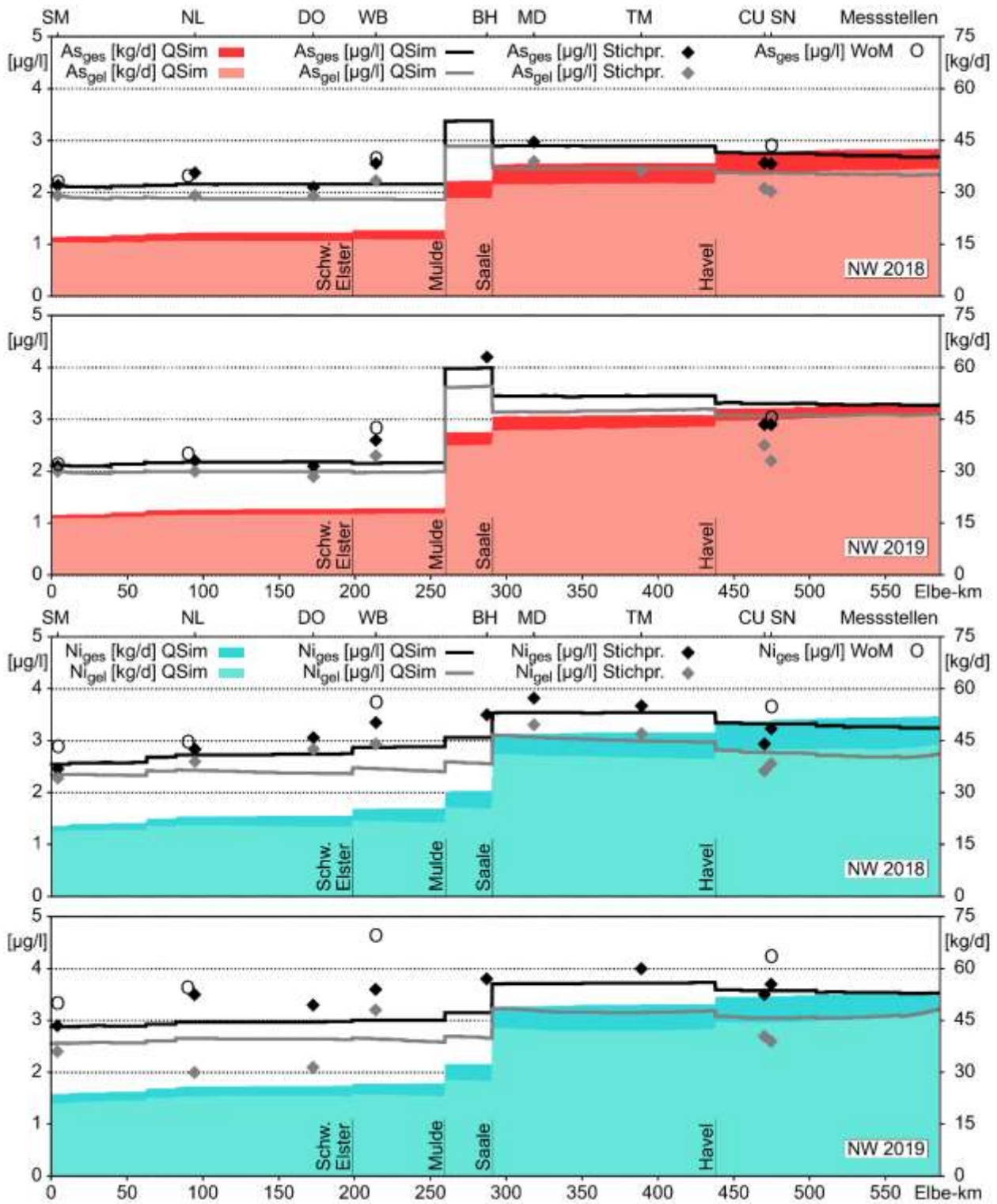


Abb. 3: Mittlere Arsen- (oben) und Nickel- (unten) Konzentrationen der Elbe während der NW-Perioden 2018 und 2019 nach QSim (Variante 1) und nach Stich- und Wochenmischproben (WoM) sowie modellierte mittlere Tagesfrachten.

Die modellierten Arsen- und Nickelkonzentrationen geben das Niveau der Messwerte in der Regel in guter Näherung wieder (Abbildung 3). Völlige Übereinstimmungen können schon aufgrund der Gegenüberstellung der Mittelwerte von Ergebnissen unterschiedlicher Zeitintervalle / Methoden (14-tägliche Stichproben bzw. Wochenmischproben versus modellierte Tagesmittelwerte) nicht erwartet

werden. Unter Einbezug der realitätsnah modellierten Durchflüsse ergeben sich die dargestellten mittleren Tagesfrachten von Arsen und Nickel, die einen grundlegenden Überblick über die „Trockenwetterbelastung“ der Elbe und den Beitrag der einzelnen Zuflüsse gewähren.

Abbildung 4 zeigt die Ergebnisse der beiden Berechnungsvarianten des gelösten Schwermetallanteils am Beispiel von Cadmium in der NW-Periode 2018. Bei Variante 1 kommt es unterhalb des cadmiumreichen Zuflusses der Triebisch bei leichtem Anstieg von pH-Wert und Schwebstoffkonzentration sowie unterhalb der Saale-Mündung bei stagnierendem pH-Wert und stark steigender Schwebstoffkonzentration zu einer deutlichen Verminderung der gelösten Cadmiumkonzentration in der Elbe. Diese grundsätzliche Entwicklung spiegeln auch die Messwerte wider. Der Konzentrationsverlauf bei Variante 2 führt dagegen zu deutlich höheren gelösten Konzentrationen, als gemessen wurden.

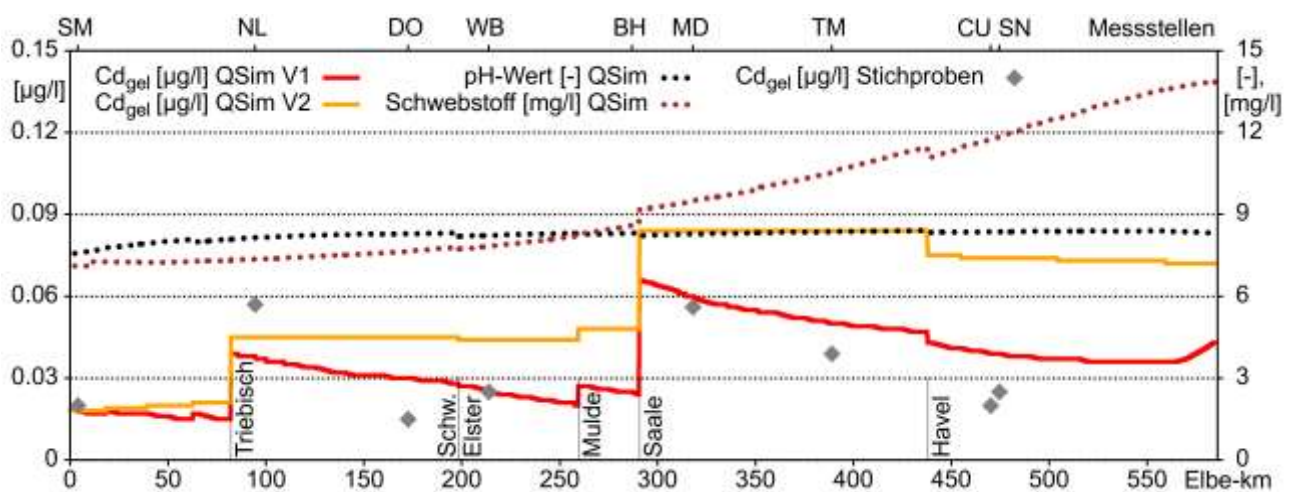


Abb. 4: Mittlere Konzentration von gelöstem Cadmium während der NW-Periode 2018 nach QSim (Variante 1 (V1) versus Variante 2 (V2)) und Messwerten sowie modellierter mittlerer pH-Wert und mittlere Schwebstoffkonzentration (abfiltrierbare Stoffe).

Tabelle 3 enthält den Root Mean Square Error (RMSE), der auf Basis aller Stichproben zur Stoffkonzentration bzw. der Durchfluss-Tagesmittelwerte der WSV aus beiden Niedrigwasserzeiträumen und der entsprechenden modellierten Tagesmittelwerte berechnet wurde.

Wie aus Tabelle 3 hervorgeht, konnten Arsen, Nickel und Uran, für die in der Elbe hohe gelöste Anteile gemessen wurden, mit engerer Näherung zu den Messwerten simuliert werden als die zu größerem Anteil an Feststoffe gebundenen Schwermetalle Kupfer, Cadmium und Zink. Mit Ausnahme von Uran wurde die Gesamtkonzentration der Schwermetalle mit geringerer Abweichung zu den Messwerten modelliert als die gelöste Konzentration. Die Berechnung des gelösten Anteils mit Variante 1 führte überwiegend, vor allem aber bei Cadmium (Abbildung 4) und Zink, zu einer stärkeren Annäherung an die Messwerte.

Tab. 3: Root Mean Square Error (RMSE) für wesentliche Kenngrößen der Modellierung von Schwermetallen und Arsen in den NW-Perioden 2018 und 2019 (N: Stichprobenzahl).

Kenngröße		N	RMSE	
Durchfluss		2260	8,4 m ³ /s	6,1 %
pH-Wert		104	0,3	4,3 %
Schwebstoff (abfiltrierbare Stoffe)		104	11,0 mg/l	75,7 %
Arsen	gesamt	87	0,41 µg/l	16,2 %
	gelöst	Variante 1	0,47 µg/l	22,2 %
		Variante 2	89	0,43 µg/l
Nickel	gesamt	101	0,61 µg/l	18,5 %
	gelöst	Variante 1	0,56 µg/l	21,1 %
		Variante 2	89	0,62 µg/l
Uran	gesamt	79	0,21 µg/l	18,7 %
	gelöst	Variante 1	0,23 µg/l	21,8 %
		Variante 2	85	0,17 µg/l
Kupfer	gesamt	100	1,14 µg/l	37,7 %
	gelöst	Variante 1	0,99 µg/l	42,8 %
		Variante 2	76	0,99 µg/l
Cadmium	gesamt	100	0,031 µg/l	38,4 %
	gelöst	Variante 1	0,014 µg/l	48,7 %
		Variante 2	89	0,035 µg/l
Zink	gesamt	90	11,3 µg/l	52,4 %
	gelöst	Variante 1	6,3 µg/l	59,6 %
		Variante 2	87	12,9 µg/l

Resümee

Am Beispiel der NW-Ereignisse der Elbe in den Jahren 2018 und 2019 wurde gezeigt, dass die extreme NW-Führung und der grundlegende Einfluss der Zuflüsse auf die „Schwermetall-Grundlast“ der Elbe durch die QSim-Modellierung abgebildet werden können. Der Transport von Elementen mit hohen gelösten Anteilen wurde in guter Näherung zu den Messwerten simuliert. Für Schwermetalle mit höheren Bindungsanteilen an Feststoffe ergaben sich größere Abweichungen zu den gemessenen Konzentrationen. Der gelöste Schwermetall-Anteil wurde bei Anpassung der K_D -Werte an die pH- und Schwebstoffverhältnisse in der Transportroutine (Variante 1) meist besser abgebildet als ohne diese Berücksichtigung. Für eine Optimierung des Schwermetallmoduls sind die maßgeblichen Prozesse des schwebstoffgebundenen Schwermetalltransport näher zu beleuchten und modelltechnisch entsprechend umzusetzen.

Literatur und Quellen

- ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (2002): ATV-Gewässergütemodell. Handbuch und Bedienungsanleitung. Überarb.: Christoffels, E., Krump, R., Müller, S., Kaul, U., CD-ROM, Stand: Januar 2002.
- BfG (2018): QSim – das Gewässergütemodell der BfG. Deutsch und englisch. Stand: 3/2018, DOI: 10.5675/BfG_QSim.
- BfG (2020): Informationsplattform Undine: Information zum Messprogramm Extremereignisse der FGG Elbe. Stand: 12.11.2020, https://undine.bafg.de/elbe/extremereignisse/elbe_mp_extremereignisse.html.
- FGG Elbe (2021a): Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe. Stand: 11.11.2021: 35 S., <https://www.fgg-elbe.de/elbe-datenportal/messprogramme.html>.
- FGG Elbe (2021b): Elbe-Datenportal: Fachinformationssystem (FIS). Stand: 31.12.2021, <https://www.elbe-datenportal.de/>.
- Hübner, G., Schwandt, D., Kirchesch, V. (2018): Transport von Salzen und Schwermetallen beim Niedrigwasser der Elbe im Jahr 2015. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2017 (Cottbus), DGL-Eigenverlag: 182-189.

- Hübner, G., Schwandt, D. (2020): Wasserbeschaffenheit der Elbe während des extremen Niedrigwassers von Juli bis Dezember 2018. FGG Elbe (Hrsg.): Fachberichte Hochwasser / Niedrigwasser: 41 S., <https://www.fgg-elbe.de/dokumente/fachberichte.html>.
- Hübner, G., Schwandt, D. (2021a): Das Niedrigwasser der Elbe 2019: Auswertung des Messprogramms Extremereignisse zur Wasserbeschaffenheit. FGG Elbe (Hrsg.): Fachberichte Hochwasser / Niedrigwasser: 41 S., <https://www.fgg-elbe.de/dokumente/fachberichte.html>.
- Hübner, G., Schwandt, D. (2021b): Salz- und Spurenstoffbelastung von Elbe und Rhein beim Niedrigwasser 2015 und 2018. In: BfG: Die Niedrigwassersequenz der Jahre 2015 bis 2018 in Deutschland – Analyse, Einordnung und Auswirkungen. Mitteilungen 35, Koblenz: 295-321, DOI: 10.5675/BfG_Mitteilungen_35.2021.
- Kirchesch, V., Schumacher, F. (2019): Der Schwermetallbaustein im Gewässergütemodell QSim. Auftraggeber: BfG, Auftragnehmer: Ing.-Büro für Wasser u. Umwelt, Dr. Schumacher, Berlin: 12 S.
- LHW (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft) Sachsen-Anhalt (2021): Monitoring-ergebnisse der vergangenen Jahre. Fließgewässer – Einzelproben Wasser, Stand: 31.12.2021, <https://lhw.sachsen-anhalt.de/untersuchen-bewerten/monitoringergebnisse/>.
- UBA (Umweltbundesamt) (2021): PRTR-Deutschland – Freisetzungen Abwasser. Stand: 15.12.2021, <https://thru.de/thrude/downloads/>.

DECIDE-Ökotoxikologische Bewertung von Fließgewässern im Hessischen Ried

Aleksandra Jurewicz¹, Peter Ebke², Gustav Glock¹, Delia Hof¹, Sonja Hoxha¹, Andrea Sundermann³, Jörg Oehlmann¹ & Matthias Oetken¹

¹ Goethe-Universität Frankfurt am Main, Abteilung Aquatische Ökotoxikologie +d.hof@bio.uni-frankfurt.de, ² Mesocosm GmbH – Institut für Gewässerschutz, Homberg (Ohm), ³ Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Sektion Flussökosystemmanagement, Gelnhausen

Keywords: DECIDE, Acetylcholinesterase, Pflanzenschutzmittel, Neurotoxizität

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) hat das Ziel, dass bis zum Jahr 2027 alle oberirdischen Gewässer Deutschlands einen guten ökologischen Zustand aufweisen. Derzeit erreichen rund 10 % der Gewässer in Deutschland diesen angestrebten Status. Als primäre Ursachen gelten eine Belastung mit Nährstoffen und Umweltschadstoffen sowie eine morphologische Degradation und eine intensive Umlandnutzung.

Im Rahmen des DECIDE-Projekts wird ein ökotoxikologisches und Wasserrahmenrichtlinienkonformes Bewertungssystem entwickelt, um wasserwirtschaftliche Maßnahmen priorisieren zu können. In der Praxis soll das Bewertungssystem als Entscheidungsgrundlage dienen, um stoffliche Belastungen oder Faktoren, wie eine defizitäre Gewässerstruktur oder intensive Landnutzung, die Hauptursache dafür sind, dass der gute ökologische Zustand in einem Oberflächengewässer nicht erreicht wird. Als Untersuchungsgebiet wurde das Hessische Ried ausgewählt, das nicht nur intensiv landwirtschaftlich genutzt wird, sondern auch der Metropolregion Rhein-Main als Trinkwassergewinnungsgebiet dient.

Eine umfangreiche Testpalette an In-vitro-Tests ermöglicht es, die Wirkung von anthropogen eingetragenen Schadstoffen auf die aquatischen Organismen zu erfassen. Um auch die neurotoxische Wirkung von Substanzen, beispielsweise von Pflanzenschutzmitteln (PSM) aus der Gruppe der Phosphorsäureester (Richardson et al. 2019), in Wasser- und Sedimentproben abbilden zu können, wird aktuell ein Acetylcholinesterase (AChE)-Assay als weiteres In-vitro-Verfahren entwickelt. Die Vielzahl bzw. Kombination der eingesetzten Testverfahren soll es ermöglichen, wasserwirtschaftliche Maßnahmen zielgerichtet und kosteneffizient einzusetzen, um letztlich den guten ökologischen Zustand in den Oberflächengewässern entsprechend der EU-WRRL zu erreichen.

Danksagung

Das DECIDE-Projekt wird von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert (Förderkennzeichen AZ 35663/01).

Literatur

Richardson, J. R.; Fitsanakis, V.; Westerink, R. H. S.; Kanthasamy, A. G. (2019): Neurotoxicity of pesticides. In: *Acta neuropathologica* 138 (3), S. 343–362. DOI: 10.1007/s00401-019-02033-9.

Evaluation of the ecological status of the river Danube and its floodplain in Germany through implementation of the macrozoobenthos-based assessment by Graf and Chovanec (2016)

Olga Kolychalow¹ & Franz X. Schöll²

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Kolychalow@bafg.de, ² Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, Schoell@bafg.de

Keywords: ecological status, macroinvertebrates, Danube River, floodplain assessment, WFD

Introduction

Rivers and floodplains have been altering profoundly for decades or centuries resulting in a shift of freshwater communities. Eventually, the EU Water Framework Directive (WFD) aims to achieve a good ecological status of all surface water bodies in the EU. However, rivers and their floodplains are regarded as an integrated ecological unity across multiple spatial scales (Sullivan et al. 2007; Torgensen et al. 2022; Stone et al. 2017; Amoros & Bornette 2002). Thus, the good ecological status can only be reached and preserved by including river banks and floodplains into river restoration and assessment (e.g. Januschke et al. 2018).

Benthic invertebrates are sensitive to habitat loss, habitat degradation and other impacts. Hence, they represent one group of indicators used by the WFD to evaluate the ecological status of surface water bodies based on river type specific reference coenoses (Meier et al. 2006). Anthropogenic and biological irreversible changes of large rivers and streams do not allow to define reference coenoses regarding macroinvertebrates in sufficient accuracy, as it can be done for small lotic waters. Thus, to assess the ecological status of large rivers and streams the Potamon-Typie-Index (PTI; Schöll et al. 2005) utilises species occurring in large rivers instead of a river reference coenosis.

A floodplain assessment is not implemented within the scope of the WFD so far. The German floodplain assessment evaluates the loss of flooding area and the alteration of land use including biotope structures and intensity of use (Burnotte et al. 2009; Koenzen 2021). WFD relevant indicator species are not assessed. Nevertheless, a few approaches targeting floodplain typical coenoses such as molluscs, dragonflies or vegetation of riparian zones (e.g. Waringer et al. 2005; Chovanec et al. 2005; Haase et al. 2015; Foecker et al. 2017) and one approach to assess the effect of restoration measures in floodplains based on indicator species and floodplain key habitats for different “floodplain section types” (Januschke et al. 2018; 2021) according to Koenzen (2005) have been developed. However, a standardised floodplain assessment based on biocoenoses has not yet become established.

Graf and Chovanec (2016) have developed an assessment based on habitat preferences of the macroinvertebrates caddisflies (Trichopteran), dragonflies (Odonata) and molluscs (snails and mussels, i.e. Gastropoda and Bivalvia) for the floodplain of the Austrian Danube River. Habitat values of these taxa indicate the occurrence of different typical types of floodplain water bodies over the

lateral connectivity gradient referring to Amoros et al. (1987). Further, the method includes morphological criteria to assess the very good ecological status.

The purpose of this study is to evaluate the ecological status of the German Danube riverscape and its floodplain in particular between the towns of Straubing and Vilshofen focussing on aquatic habitats at the lateral connectivity gradient according to the macroinvertebrate-based assessment of Graf & Chovanec (2016).

Material and methods

Study area

The assessment is conducted at the German Danube River, a free-flowing stretch between the towns of Straubing and Vilshofen, Bavaria, of 70 km in length (Donau km 2,252 to 2,322; Fig. 1). In this area the Danube separates the Central German Uplands and the Prealps. Its hydrological regime is influenced by tributaries from both areas resulting in one winter and one summer flood per year. Low water periods usually last from autumn to winter. The river bed is dominated by medium to coarse gravel and is characterised by a gentle slope. The floodplain is covered by alluvial clay. The watercourse is curved and partly meandering including numerous floodplain water bodies of different levels at the lateral connectivity gradient. The river is modified by approximately 250 groyne fields and 70 longitudinal structures. Since 2000 an erosion of the river bed by an average of 1.5 to 2 cm per year has regularly been detected (BMVBS 2012). The hinterland is protected from floods by an intensive dyke system, polders and drainage ditches.

Habitat types

Floodplain water bodies can be differentiated according to their lateral connectivity to the main river, their permanent or temporary character and their plant communities (Amoros et al. 1987; Ward & Stanford 1995; Chovanec et al. 2005). The assessment by Graf & Chovanec (2016) is based on the classification of five habitat types (here in short):

- H1: water bodies permanently connected to the main river at both ends at mean water discharge, without macrophyte communities (Eupotamon)
- H2: water bodies connected to the main river at the downstream end at mean discharge, without macrophyte communities (Parapotamon)
- H3: water bodies temporarily connected to the main river at water discharges above mean discharge, macrophytes cover up to 20% of the open water; in terrestrialisation process (Plesiopotamon)
- H4: water bodies temporarily connected to the main river at water discharges above mean discharge, macrophyte coverage exceeds 20% of the open water; in terrestrialisation process (Paleopotamon)
- H5: temporary water bodies with at least one dried-up period (astatic).

For a detailed criteria description of the habitat types see Graf & Chovanec (2016).

Data sampling

The species data of caddisflies, dragonflies and molluscs were gathered in 2010 by the IVL (2012a; b; c; d) in the context of the EU Danube Study, to assess possible impacts of the regulations of the river Danube planned. Therefore, the sites were selected by the extent of the measures planned in the

area and by the expected occurrence of relevant species for nature conservation purposes (Fig. 1). According to Graf & Chovanec (2016) the selected sites shall cover the representative range of species per each indicator taxa group in the study area. Thus, the selection criteria differed from those of the assessment

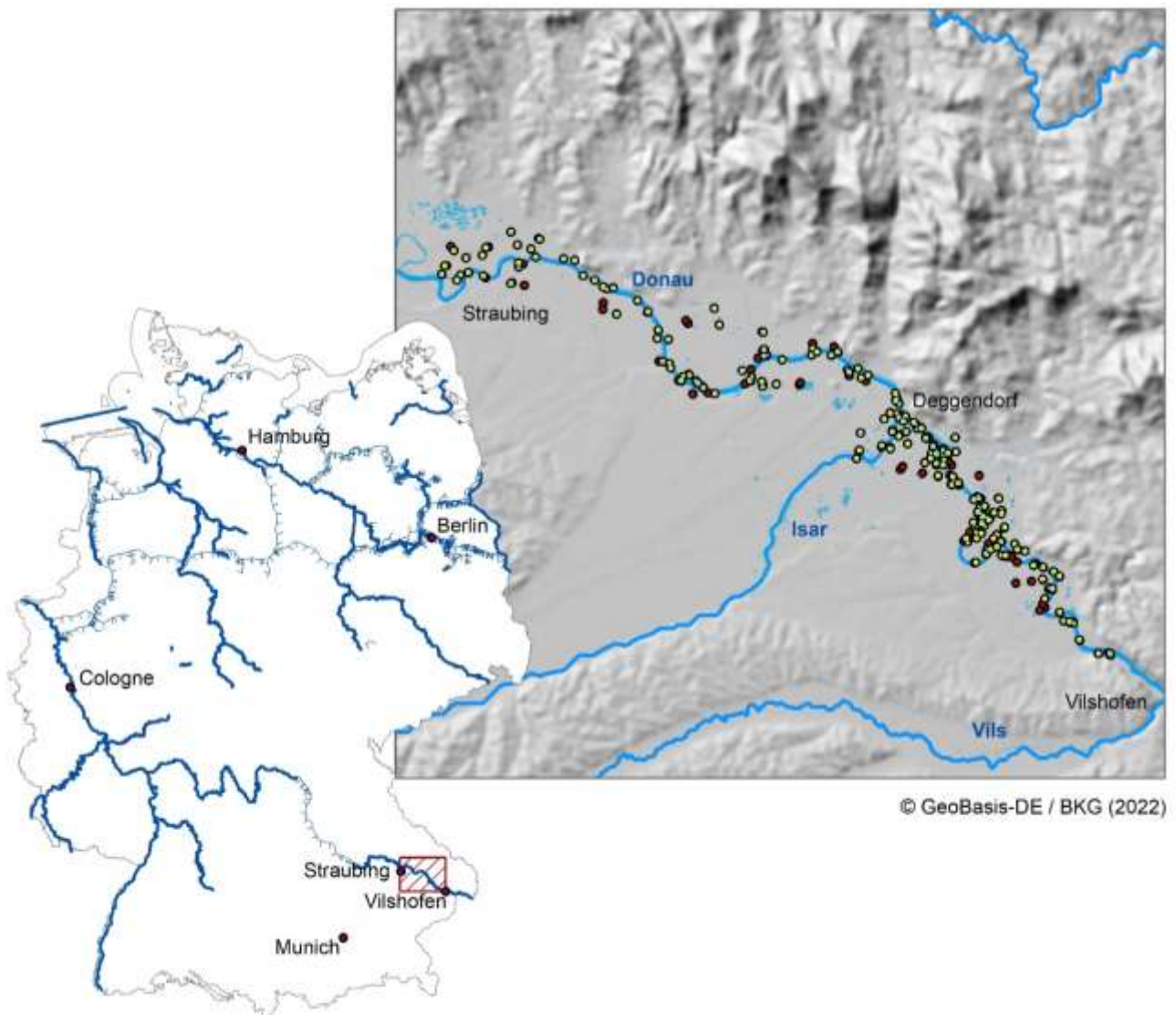


Fig. 1: Study area – River Danube between the towns of Straubing and Vilshofen including the sampling points (GeoBasis-DE / BKG 2022; IVL 2012a, b, c, d)

The study sites covered river sections and floodplain water bodies to gather macroinvertebrates in the study area (Fig. 1). The macroinvertebrates were gathered from the end of March until the beginning of October 2010. In aquatic habitats species data were gathered by kick sampling, net and manual sampling in the floodplain or river banks and by a clamshell bucket grab in the river bed (IVL 2012a; d). Soil samples were sieved for molluscs at terrestrial and semiterrestrial sites (IVL 2012b). Imagines of insects were sampled by sweep nets and observation (IVL 2012c; d). Areas of extended silting zones and shallow waters as habitats for dragonflies were underrepresented in this mapping process (for detailed information see IVL 2012c). Solely autochthonous species were utilised for the evaluation of the ecological status. Species of caddisflies are regarded as being autochthonous in the area by evidence of larvae or pupae. Autochthonous dragonflies were identified by larvae or exuviae records. Additionally, preconditions to identify autochthonous dragonfly imagines were used: a) at one site: by observation of reproduction behaviour, individuals of higher abundance classes of one species at one site or several records during at least two investigation periods and b) in the whole

study area: classification of a species as autochthonous at one site or several records of the same species at different sites in the study area. For more details see Graf & Chovanec (2016).

Indicator values

The indicator values of the indicator species were mostly taken from Graf & Chovanec (2016), complemented by Waringer et al. (2005), Schmidt-Kloiber & Hering (2015) and Trockur et al. (unpublished). For some recorded species a classification according to Waringer et al. (2005) does not exist. The indicator values are calculated according to their occurrence in the different habitat types H1 – H5 (Graf & Chovanec 2016) by the following equation:

$$HV = (1 \cdot H1 + 2 \cdot H2 + 3 \cdot H3 + 4 \cdot H4 + 5 \cdot H5)/10$$

Assessment criteria

The assessment criteria were developed for the Austrian Danube and its morphological floodplain conditions. The main focus lies on the species records of autochthonous caddisflies, dragonflies and molluscs. The good ecological status as the WFD's target is proved by records of all three taxa groups of at least four habitat types (H1 to H5) including all taxa groups of H1 habitat. To prove the very good ecological status, morphological criteria considering the historical occurrence of floodplain water bodies have to be met beside the records of all three taxa groups of all five habitat types. The ecological status worsens the more taxa groups are lacking for different habitat types. For a detailed description see Graf & Chovanec (2016).

The ecological status of the riverscape was evaluated for the entire study area as well as for subsections of different length. Additionally, the results were tested excluding the H1-habitats of the river.

Results

Within the scope of the EU Danube Study 63 aquatic mollusc, 42 autochthonous dragonfly and 53 caddisfly species were recorded (IVL 2012a, b, c, d). Additionally, 53 terrestrial mollusc and one terrestrial caddisfly species were detected. 36.8% (78) of the total species number (including fossil and subfossil molluscs) are listed in the latest German Red List of Threatened Species in one of the Red List categories or as rare (Ott et al. 2021; Jungbluth & Knorre 2011; Robert 2016). These include some critically endangered molluscs such as *Anisus vorticulus*, *Gyraulus rosmaessleri* or *Valvata macrostoma*. 8 species are protected by the EU Habitats Directive. 6 of them are protected by Annex II such as *Anisus vorticulus*. *Gomphus flavipes* is protected by Annex VI and *Helix pomatia* by Annex V of the EU Habitats Directive.

The ecological status of the study area was evaluated for segments of different lengths. At the total length (Fig. 2) as well as at the segments separated in the eastern and western parts at the Isar mouth and the Isar mouth itself, autochthonous species of all taxa group and all habitat types except H5-caddisflies were recorded. Thus, the environmental conditions suffice for a colonisation of the indicator species in almost all five habitat types except for caddisflies of temporary water bodies. Hence, the species records prove the good ecological status of the riverscape in this section of the German Danube according to the method used. Likewise, it demonstrates the good ecological status of the Isar mouth (6 km in length, not shown here), albeit only when including the river sites of the Isar.

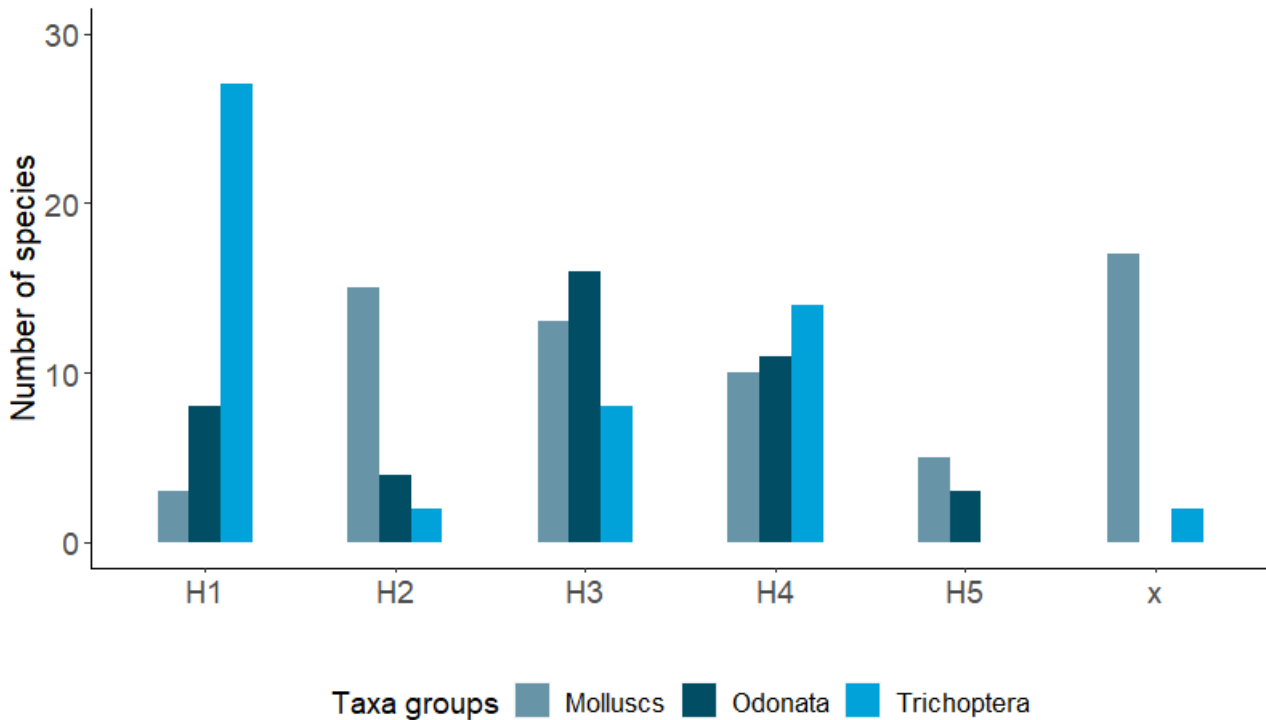


Fig. 2: Number of autochthonous species according to their habitat types (H1 – H5) in the study area; x: non-classified species (IVL 2012a, b, c, d)

In case of floodplain segments of 5 km in length, most segments showed a deficit of caddisflies records of two to five habitat types. The full range of species records except H5 caddisflies were only detected in two of fifteen segments (including the Isar). Additionally, at one third of the segments, records of dragonflies (in most cases of H5 habitats) are lacking as well as records of H1 molluscs in one case. Aggregation of the segments e.g. to segments of 10 km in length reduces the number of habitats and taxa groups with absent records and results in a better evaluation result when considering longer stretches. However, the aggregation of the areas does not improve the ecological status itself. Yet, some of the study sites are patchily distributed over the whole study area according to criteria described in the methods and are not equally distributed across the 5 or 10 km segments.

In two 5 km segments, two imagines in total of the H5 caddisfly *Limnephilus auricula* were detected. Once in the area of the Isar mouth and once close to river km 2,299.3. Unfortunately, the species could not be proved to be autochthonous.

17 mollusc and 2 aquatic caddisfly species were not classified. However, a sufficient number of recorded species is classified so as to enable the assessment of the study area.

Considering the floodplain habitats only while excluding the river sites, the overall result remains the same. Only the number of caddisflies of H1 habitat is reduced by 15 species and by 1 species of H3-caddisflies and 1 H3-mollusc (Tab. 1).

Tab. 1: Number of autochthonous species according to their habitat types (H1 – H5) in the floodplain of the entire study area; x: non-classified (IVL 2012 b, c, d)

Taxa group	H1	H2	H3	H4	H5	x
Molluscs	3	15	12	10	5	13
Odonata	8	4	16	11	3	0
Trichoptera	12	2	7	14	0	1

The morphological assessment criteria of this approach were developed for the Austrian Danube in the Pannonian lowlands. The conditions in that area highly differ from those in Lower Bavaria and thus cannot be implemented at the German Danube. In general, morphological criteria have to be adapted to the study area to be considered as part of the overall assessment.

Discussion

The records of several endangered species and the almost complete coverage of the habitat range by selected groups of macroinvertebrates in this assessment highlight the ecological value of the study area. The results reflect the impression of the floodplain structures in the study area from a faunistic ecological point of view. However, long segments of 70 km (in total) or 30 km and 40 km in length (divided at the Isar mouth), favour a positive evaluation result by aggregation of segments of possibly poor or moderate ecological state. Therefore, the assessment of shorter segments is recommended (e.g. Burnotte et al. 2009; Günther-Diringer et al. 2021; Quick et al. 2019). In this study, it was not meaningful to evaluate the ecological status of shorter segments, since the sites are not equally distributed within the study area. Thus, it cannot be established whether the poor and moderate status of shorter segments result from unfavourable conditions in the area or from patchy site distribution. Hence, the data used in this study do not allow to deduce any recommendation as to the optimal segment length to be assessed.

An assessment of different habitat types at the lateral connectivity gradient enables a differentiated evaluation of floodplain habitats in comparison to an evaluation of the species numbers for the entire area as a whole. However, an aggregation of all species records of equal habitat types within a very large area might favour an overestimation of the ecological status as well. The evaluation of the dragonfly fauna within the scope of the EU Danube Study shows a partial degradation in different characteristic dragonfly coenoses colonising the study area (IVL 2012c). For example, no characteristic species of the “sun-exposed slowly running hinterland ditches” coenosis such as *Coenagrion mercuriale*, *Coenagrion ornatum* or *Orthetrum coreulescens*, were recorded in the area. The lack of this species and coenosis, respectively, is rated as a deficit in such a large-scale floodplain of a large stream (IVL 2012c). Additionally, the development status of dragonfly coenoses of early succession stages was moderate to rudimental in this area. However, coenoses of progressed succession stages were frequently detected at an outstanding or highly characteristic stage (IVL 2012c). Therefore, the order suggested would be to evaluate separate water bodies and prove their coenoses first. Subsequently, the results of different habitat types might be aggregated per defined segment.

The recent assessment of the German floodplains based on the loss of former flooding areas and the current land use including the biotope structures and the intensity of use evaluated a predominantly strongly modified and partly also severely modified status (evaluation classes 3 and 4; Koenzen et al.

2021). Only the Isar mouth is slightly modified (class 2). This assessment results from the disconnection of the flooding area by 80% to 100% in a predominantly part of the study area and from the intensive land use including settlement areas. Thus, the basically different approaches by Koenzen et al. (2021) and by Graf & Chovanec (2016) with different focusses lead to significantly different evaluations of the ecological status of the study area.

The entire assessment by Graf & Chovanec (2016) requires an adaptation of morphological assessment criteria to the study area, namely the identification of the distribution and extent of the typical floodplain water bodies and habitat types H1 to H5, respectively. Due to a lack of morphologic reference conditions in the study area only the assessment of the macroinvertebrates was conducted. Referring to this assessment morphological assessment criteria are critical to evaluate the very good ecological status. Thus, it might be acceptable to exclude this parameter in case of a good ecological status as a target status. Albeit, Graf & Chovanec (2016) applied this assessment only in areas with morphological reference conditions and morphological assessment criteria available.

The distribution and density of the 5 habitat types (H1 to H5) differ within the variety of the floodplain types. H1 habitats represent fluvial habitats (eupotamon) in floodplains of bifurcating rivers. However, these habitats are less frequent in or uncharacteristic for unbranched rivers. In those cases, and to implement a holistic approach it is suggested to include the species records of H1 habitats from the stream as well as to obtain an assessment of the entire habitat gradient of the riverscape.

The WFD focuses on aquatic habitats and hence on aquatic and merolimnic macroinvertebrates. Therefore, an assessment based on aquatic taxa of the selected groups of macroinvertebrates is adequate. However, floodplains include besides aquatic habitats also characteristic semiterrestrial and terrestrial habitats (e.g. Januschke et al. 2018; 2021) from pioneer sites to successional stages such as alluvial forests. Further, amphibians and other terrestrial taxa groups are characteristic for floodplains and riparian zones as well. Hence, a holistic floodplain assessment would benefit from including further floodplain typical habitats and species and would complete the lateral connectivity gradient from permanent water bodies to dry zones.

Though, a number of target species occurring in Germany, that are part of taxa groups used by this assessment, have not been classified so far. In this study area, a sufficient number of indicator species was classified to conduct this assessment. In general, a number of remaining indicator species requires a classification by experts according to the same classification method to adapt the assessment to further streams.

Conclusion

The evaluated floodplain area of the German River Danube between Straubing and Vilshofen is of good ecological status according to the macroinvertebrates-based assessment by Graf & Chovanec (2016). The differentiation of recorded indicator species for habitats along the lateral connectivity and succession gradient is a positive development of assessment approaches beyond the sole consideration of the number of species. Thus, it can be utilised to identify habitats with poor conditions for indicator species demanding restoration measures. However, an evaluation of coenoses at a smaller scale as shown for the dragonflies would provide additional verification. Hence, for a wide implementation, a floodplain assessment excluding historical morphological references would be more practical since these data will be unavailable for most rivers, especially in Europe. Further, an optimal section length has to be identified to avoid an overestimation of the ecological status due to aggregation of very long segments. Lastly, the classification lack of some species needs to be closed.

Acknowledgement

This study was conducted within the measurement programme of the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Nuclear Safety and Consumer Protection (BMUV) implemented at the German Federal Institute of Hydrology (BfG).

Literature

- Amoros, C., Bornette G. (2002): Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47(4): 761-776.
- Amoros, C., Rostan, J.C., Pautou, G., Bravard, J.P. (1987): The reversible concept applied to the environment management of large river systems. - *Environmental Management* 11: 607-617.
- BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2012): Donauausbau Straubing-Vilshofen. Variantenunabhängige Untersuchungen zum Ausbau der Donau zwischen Straubing und Vilshofen – 2007-DE-18050-S. Würzburg (WSD Süd).
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U., Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland: Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 87, 244 S.
- Chovanec, A., Waringer, J., Straif, M., Graf, W., Reckendorfer, W., Waringer-Löschenkohl, A., Waid-Bacher, H., Schulz, H. (2005): The floodplain-index - a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU water framework directive. - *Archiv für Hydrobiologie* 155, Supplement 15: 169-185.
- Graf, W., Chovanec, A. (2016). Entwicklung eines WRRL-konformen Bewertungssystems für Auen großer Flüsse auf Basis des Makrozoobenthos unter besonderer Berücksichtigung der Donau.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Günther-Diringer, D., Berner, K., Koenzen, U., Kurth, A., Modrak, P., Ackermann, W., Ehlert, T., Heyden, J. (2021). Methodische Grundlagen zum Auenzustandsbericht 2021: Erfassung, Bilanzierung und Bewertung von Flussauen. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. BfN-Skripten 591. <https://doi.org/10.19217/skr591>
- Foekler, F., Schmidt, H., Heymer, C., Beck, M., Scholz, M., Henle, K., Rumm, A. (2017): Der Molluskenindex (Mollix) – ein Bewertungsansatz für Flussauen-Ökosysteme: Konzeptentwurf und erste Teilergebnisse. - *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 (Wien), Hardegsen 2017.*
- IVL (Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie) (2012a): Variantenunabhängige Untersuchungen zum Ausbau der Donau zwischen Straubing und Vilshofen, ökologische Datengrundlagen, Biotik, Los 5: Markozobenthos, Erhebung Biotik – Abschlussbericht - Gutachten im Auftrag der Bundesrepublik Deutschland, vertr. durch RMD Wasserstraßen GmbH
- IVL (Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie) (2012b): Variantenunabhängige Untersuchungen zum Ausbau der Donau zwischen Straubing und Vilshofen, ökologische Datengrundlagen, Erhebung Biotik, Los 6: Mollusken – Erläuterungsbericht – (Stand 14. März 2012). Gutachten im Auftrag der Bundesrepublik Deutschland, vertr. durch RMD Wasserstraßen GmbH
- IVL (Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie) (2012c): Variantenunabhängige Untersuchungen zum Ausbau der Donau zwischen Straubing und Vilshofen, ökologische Datengrundlagen, Erhebung Biotik, Los 9: Libellen – Erläuterungsbericht – (Stand 18. April 2012). Gutachten im Auftrag der Bundesrepublik Deutschland, vertr. durch RMD Wasserstraßen GmbH
- IVL (Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie) (2012d): Variantenunabhängige Untersuchungen zum Ausbau der Donau zwischen Straubing und Vilshofen, ökologische Datengrundlagen, Erhebung Biotik, Los 9: Wasserinsekten – Erläuterungsbericht – (Stand 14. März 2012). Gutachten im Auftrag der Bundesrepublik Deutschland, vertr. durch RMD Wasserstraßen GmbH

- Januschke, K., Hering, D., Stammel, B., Brunzel, S., Scholz, M., Rumm, A., Sattler, J., Foeckler, F., Fischer-Bedtke, C., Makiej, A. & T. Ehlert (2021): Biozönotische Auenzustandsbewertung zur Erfolgskontrolle - Auenmagazin, Heft 20: 20-28. Magazin des Auenzentrums Neuburg a. d. Donau. ISSN 2190-7234.
- Januschke, K., Jachertz, H. & Hering, D. (2018): Machbarkeitsstudie zur biozönotischen Auenzustandsbewertung. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, BfN-Skripten 484: 86 S.; DOI:10.19217/skr484.
- Jungbluth, J.H., Knorre, D. von (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. – In: Binot-Hafke, M.; Balzer, S.; Becker, N.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. & Strauch, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (3): 647-708.
- Meier, C., Haase, P., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung, Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Stand Mai 2006).
- Koenzen, U. (2005). Fluss- und Stromauen in Deutschland-Typologie und Leitbilder. Ergebnisse des F+ E-Vorhabens "Typologie und Leitbildentwicklung für Flusssauen in der Bundesrepublik Deutschland" des Bundesamtes für Naturschutz. FKZ: 803 82 100.
- Koenzen, U., Kurth, A., Günther-Diringer, D. (2021). Auenzustandsbericht 2021: Flusssauen in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU).
- Ott, J., Conze, K.-J., Günther, A., Lohr, M., Mauersberger, R., Roland, H.-J., Suhling, F. (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen (Odonata) Deutschlands. – In: Ries, M.; Balzer, S.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 5: Wirbellose Tiere (Teil 3). – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (5): 659-679.
- Quick, I., König, F., Sauer, T., Gintz, D., Lütz, M., Kranz, S., Borgsmüller, C., Schriever, S., Wick, S. (2019): Hydromorphologisches Monitoring zur Gewässerentwicklung bei Maßnahmen in und an Bundeswasserstraßen. BfG-Bericht 1911. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. Robert,
- Robert, B. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Köcherfliegen (Trichoptera) Deutschlands. – In: Gruttke, H., Balzer, S., Binot-Hafke, M., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G., Ries, M. (Bearb.): Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Bonn (Bundesamt für Naturschutz). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (4): 101–135.
- Schmidt-Kloiber, A., Hering, D. (2015): www.freshwaterecology.info - An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53: 271-282.
- Stone, M. C., Byrne, C. F., Morrison, R. R. (2017): Evaluating the impacts of hydrologic and geomorphic alterations on floodplain connectivity. *Ecohydrology* 10(5).
- Sullivan, S. M. P., Watzin, M. C., Keeton, W. S. (2007): A riverscape perspective on habitat associations among riverine bird assemblages in the Lake Champlain Basin, USA. *Landscape Ecology* 22(8): 1169-1186.
- Torgersen, C. E., Le Pichon, C., Fullerton, A. H., Dugdale, S. J., Duda, J. J., Giovannini, F., Tales, E., Belliard, J. M., Branco, P., Bergeron, N. E., Roy, M. L., Tonolla, D., Lamouroux, N., Capra, H., Baxter, C. V. (2022). Riverscape approaches in practice: perspectives and applications. *Biological Reviews* 97(2): 481-504.
- Ward, J. V., Stanford, J. A. (1995): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its distribution by flow regulation. *Regulated Rivers-Research & Management* 11(1): 105-119.
- Waringer, J., Chovanec, A., Straif, M., Graf, W., Reckendorfer, W., Waringer-Löschenkohl, A., Waidbacher, H., Schultz, H. (2005): The Floodplain Index—habitat values and indication weights for molluscs, dragonflies, caddisflies, amphibians and fish from Austrian Danube floodplain waterbodies. *Lauterbornia* 54: 177-186.

During this study the EcoPlates were used to compare the functional biodiversity of bacteria belonging to sediments of two urban surface water streams in the vicinity of Kamp-Lintfort, in Northrhine-Westfalen, Germany. While both studied surface water bodies Große Goorley and Eylsche Kendel are in a region with history of coal mining, Große Goorley specially received more anthropogenic impact than Eylsche Kendel.

Material and Method

Sampling

Sediments of two creeks Große Goorley (GG) and Eylsche Kendel (EK) were sampled in two distinct sites (Fig. 2) with sampling replication of three. The two locations within each creek and the creeks themselves hold differences between and within each other regarding the source and quality of water.



Fig. 2: Map of two streams Große Goorley and Eylsche Kendel. Sampling sites belonging to Große Goorley are LAGA and SW, while sites belonging to Eylsche Kendel are marked as EK2 and EK1. The direction of water flow is marked by the arrow. Source: Freemaptools.com (2019)

Abiotic measurements

Parameters such as temperature, dissolved oxygen concentrations and depth of the water and sampled sediment were measured in-situ. In the laboratory, pH, conductivity and concentrations of nitrate, ammonium, total nitrogen (TN), total carbon (TOC), and organic matter (OM) were measured. The sediment grain size distribution was found by using PARIO device according to the instructions of the producer also by ex-situ method. A pairwise comparison students t-test was applied on the abiotic data for significance test. However, values of dissolved oxygen concentrations were translated to saturated oxygen level and later transformed to arc-sinus for the significance evaluation.

Biotic measurements

The bacteria were dispersed from the sediment into the liquid phase. The liquid phase was diluted into three different dilutions as 1:2, 1:10, and 1:100 using 0.85% NaCl solution. The solutions were left for some time to settle and reduce turbidity. In case of high turbidity, the solutions were centrifuged for 10 minutes at 220 rpm and 20°C. Then 130µL of each dilution was inoculated into the wells, forming three blocks on each plate and each replication allocated to one dilution (one block). While incubating under dark conditions at 24°C for a week, the optical density was measured from zero to 168 hours with 24 hours intervals at 590-610 nm (OD₆₀₀). Prior to the measurement, samples were shaken for 30 seconds to achieve uniform color. The values received as OD₆₀₀ were then corrected by subtracting the control reading.

For data evaluation at first the average well color development (AWCD) was calculated according to Tab. 1. Then for the measurement of indices the p_i , Shannon diversity index (H'), Shannon evenness (E) and substrate richness (R) were calculated as in Tab.1.

For the kinetic analysis the AWCD at each time point was fitted into a logistic growth curve as in Tab. 1. The curve fitting resulted in data such as the lag phase duration (LPD), maximum utilization rate (r) and asymptote value (k) within the 95% confidence intervals. The utilization pattern of the bacteria was also calculated by dividing the share of each group of substrates by the total utilization (i.e., AWCD).

Tab. 1: Equations used for the calculation of the indices and kinetic utilization performance. Source: Own illustration, based on various sources.

Purpose	Equation	Source
P_i	$P_i = OD_i / AWCD$	-
AWCD	$AWCD = \sum OD / 31$	(Weber et al. 2007)
Shannon diversity H'	$H' = -\sum P_i \times \ln P_i$	(Zack et al. 1994)
Substrate richness S	$S = count(OD_i > 0.25)$	(Weber & Legge 2010)
Shannon evenness E	$E = H' / \ln S$	(Németh et al. 2021)
Logistic curve fitting	$y = k / (1 + e^{-r(t-s)})$	(Christian & Lind 2006)

Results

The abiotic values showed high significant differences between the two sublocations belonging to Große Goorley. The levels of ammonium, TOC, and silt particles were significantly higher at LAGA while saturated oxygen, OM, and sand were higher at SW. In contrast to this, differences between the two sublocations at Eyllsche Kendel were less pronounced: at EK2 only saturated oxygen level was significantly higher than EK1. The rest of the parameters did not differ in the pair comparisons. Between both sites (Große Goorley and Eyllsche Kendel), the abiotic parameters indicated that the measured conductivity, nitrate, TOC, and temperature were higher at Große Goorley compared to Eyllsche Kendel.

The indices illustrated in Fig.3 offer several trends between dilutions and the samples in their dilution's groups. This can be generalized to a reduction of values of H' , S , and E by the increase in dilution factor. At Große Goorley the H' and S increase by the direction of flow while this trend is the opposite in Eylische Kendel.

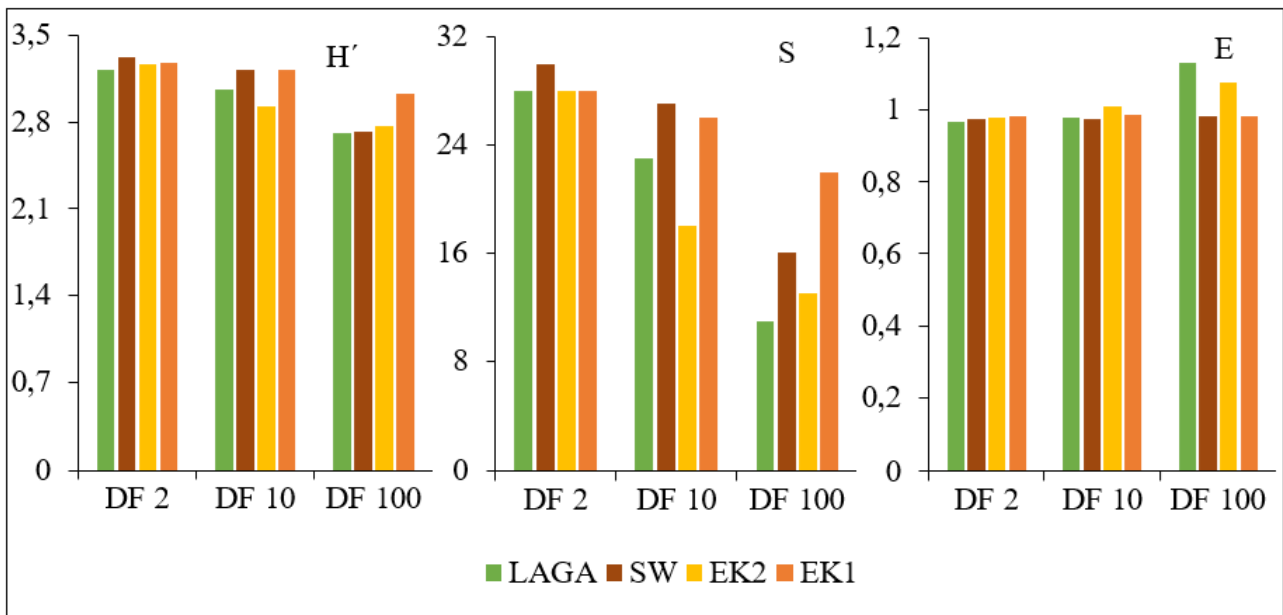


Fig. 3: Diversity indices of bacteria dilutions 1:2 (DF2), 1:10 (DF10), and 1:100 (DF100) selected for LAGA and SW at 72, 96, and 96 hours; for EK1 and EK2 at 72,72, and 96 hours of incubation.

The kinetic analysis after the curve fitting resulted in parameters used for evaluation of kinetic performance of sediment bacteria in utilization of the carbon sources (Fig 4.). The kinetic parameters showed reduction of maximum utilization and maximum utilization rate represented in K and r by the increase in dilution factors. On the other hand, the lag phase duration of the utilization increases by the increase in dilution factor.

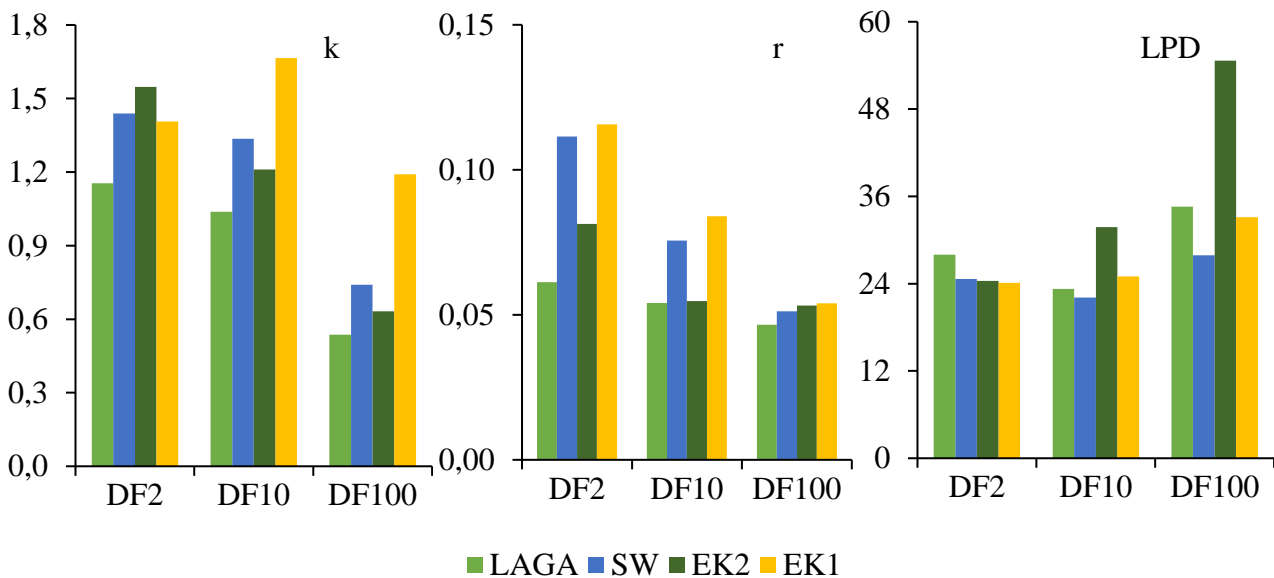


Fig. 4: Results of the calculated kinetic parameters (asymptote value k , maximum utilization rate r and lag phase duration LPD) for the whole incubation time (0 to 168 hours) for different dilutions (DF2, DF10 and DF100).

The pattern of groups of carbon sources (Fig. 5) shows that catabolizing amines and amides at LAGA represent 30% of the whole utilization, while polymers are the most important carbon source after dilution. At SW, carbohydrates represent the most important carbon source (40 % of utilization) after dilution. Before dilution, there is even distribution between the five groups of substrates. EK1 and EK2 showed more similar patterns, however, share of amino acids increased for EK2 strongly from 15% to 40% after dilution.

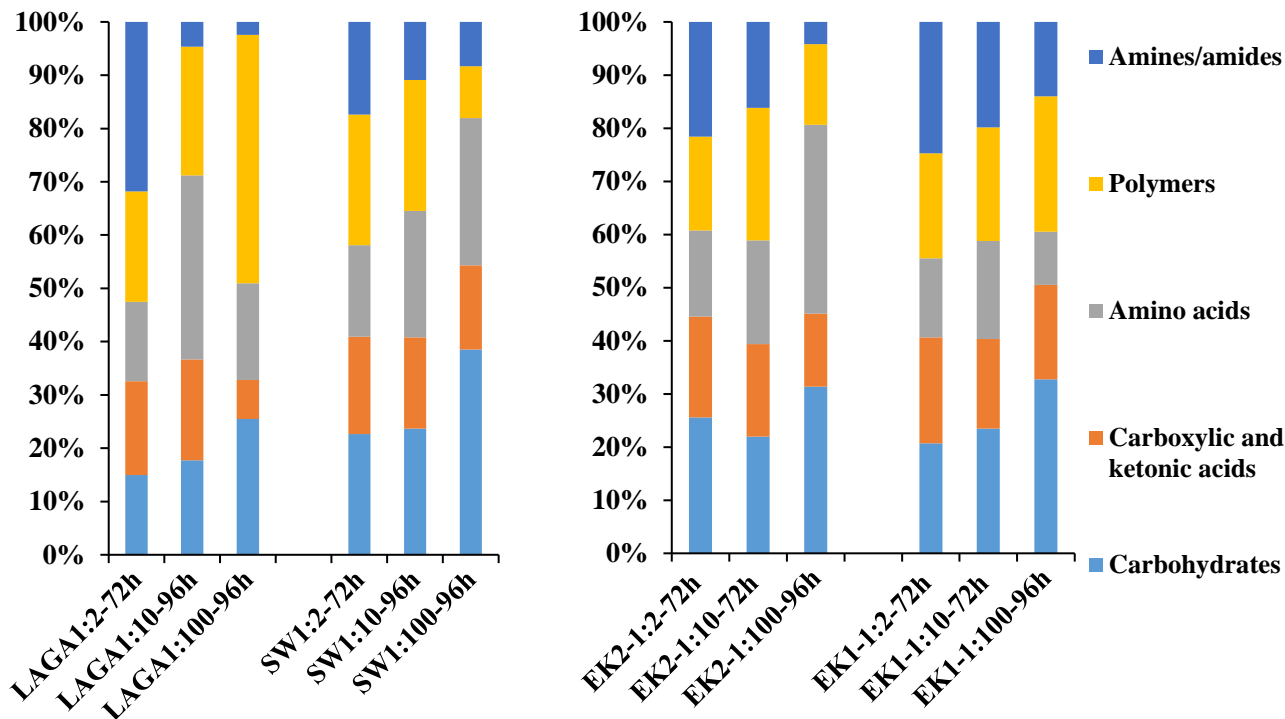


Fig. 5: Share of different substrate groups in the total color development for Große Goorley and Eyllsche Kendel for different incubation periods.

Discussion

Functional biodiversity

The substrate richness, S , which represents the utilization potential of the community decreased by dilution of all samples. Also, the Shannon diversity, H' , representing the catabolic diversity declined with the dilution. On the other hand, the Shannon evenness, E , increased by the further dilution of the samples. This indicates the uniform distribution of the utilization pattern within the samples by higher dilutions because of removal of specialists from the community (Garland et al. 2001). The higher functional diversity and richness in lower dilutions is also caused by the existence of more rare species as specialists.

In each dilution category, however, differences may be characterized by abiotic differences and sources. At Große Goorley the differences between source of water and the anthropogenic impact on the different steam sections are counted as the main cause. LAGA inherits the water from a ground water treatment plant equipped with activated coal filters in addition to be renewed in 2019 as part of the remediation measurements of the area (after the coal mine closure in 2012). The riparian zone lacks tall tree vegetation compared to SW. Considering the three reasons, LAGA is housing less diverse community of sediment bacteria than SW which has not been under remediation measures, has higher saturated oxygen and OM content due to longer aeration by design, tall tree vegetation in

riparian zone (leaves shedding) and experiencing occasional input of urban sewage water to its stream after heavy rainfall events.

In Eyltsche Kendel, site EK1 showed more catabolic potential and functional diversity than the upstream site EK2. Considering that these two have only significant difference in saturated oxygen and have undergone no reported remediation measures, drawing a conclusion of the higher functional performance is not as easy as the case in Große Goorley. The sediment size distribution of the sites however indicated a finer sediment (more total silt share) for EK1 resulting to higher specific available surface area. According to Jackson & Weeks (2008), higher abundance and diversity of bacteria are typical to the sediments with smaller grain sizes. In addition, silt is believed to contain more OC and aromatics as available sources for bacteria (Legg et al. 2012). This might be considered as reasoning for higher functional biodiversity at EK1 compared to EK2.

Communities with higher functional biodiversity, specifically higher catabolic potential (S), perform better in contaminant degradation (Bissegger et al. 2014). LAGA among all possessed the least functional biodiversity. The site was subject to renaturation measures in 2019/2020 (Nagel et al. 2021), indicating an influence on microbial biodiversity.

Kinetic functioning and utilization pattern

Contrary to the popular method of single time point analysis such as the one used here for the indices; kinetic analysis enables the use of all data through the total incubation time. The chosen specific time must be the time when the utilization reaches its steady state. This depends on how well the bacteria can utilize the substrates.

As seen in Fig. 4, the asymptote k and the maximum utilization rate r decrease with dilution. These values could be interpreted as the “power” of bacterial communities to utilize the given substrates. These values depend highly on the inoculum density. It is well known that inoculum density is dropping with dilution apart from the removal of rare species that could represent the specialists. Aside from the trend caused by dilution, the samples also indicate differences in kinetic performance. As an example, LAGA shows lowest kinetic performance by its long preparatory phase. The high performance of SW and EK1 also coincide with the findings from indices (sublocations with higher richness and diversity performed better kinetically).

Besides kinetic performance or biodiversity functioning, EcoPlates also provide information about the distribution of utilization among the substrates and its connection to the status of the bacteria’s habitat. The high utilization of the amines and amides at site LAGA could be explained by looking at the origin of water. At the upstream of this site, contaminated groundwater from the previous coal mining activities is treated to remove e.g. naphthalene, as one of the major contaminants. Genera capable of degrading PAH (e.g., *pseudomonas*) are also capable of degrading biogenic amines such as putrescine and aromatic amines such as phenylethylamine (Mohapatra & Phale 2021; Luengo & Olivera 2020). These biogenic amines and aromatic amines are grouped under the amines and amides among the 5 types of substrates on the EcoPlates. The reduction of the utilization potential of amines by dilution thus can explain the removal of specialists, which might be present in the creek due to the upstream treatment plant. At SW, the introduction of urban sewage water and leaves shedding might also be the reason behind the high polymer utilization especially when Tween-80 and Tween-40 used in the EcoPlates are considered as common substances in urban sewage (Nielsen et al. 2016). The land subsidence due to former mining activities upstream of the site EK2 at Eyltsche Kendel (Kosmac & Gallas 2019) has induced algal growth due to the surface run off from agricultural land surrounding this stream. This might explain the great share of amino acid degradation by the bacteria at site EK2 compared to other locations.

Summary

In this study Biolog Ecoplates were used to find the applicability of this method in ecological studies and develop this method as an assessment tool in the laboratory of the Hochschule Rhein-Waal. The method was found to be cheap, low labor and effective in assessment of bacteria communities. The analytical method chosen depends highly on the purpose of the study. However, all three methods used here (well-color development, diversity indices and curve fitting) were found effective to draw conclusions regarding the functional profiling of bacteria depending on the nature of habitats. Fig. 6 summarizes the findings related to the habitat characteristics such as the origin of water and sedimentation. It also coincides with previous ecological study on Große Goorley (Nagel et al. 2021) that after finding the abundance of macrozoobenthos in LAGA and SW concluded a stepwise improvement of poor ecological condition after restoration at LAGA.

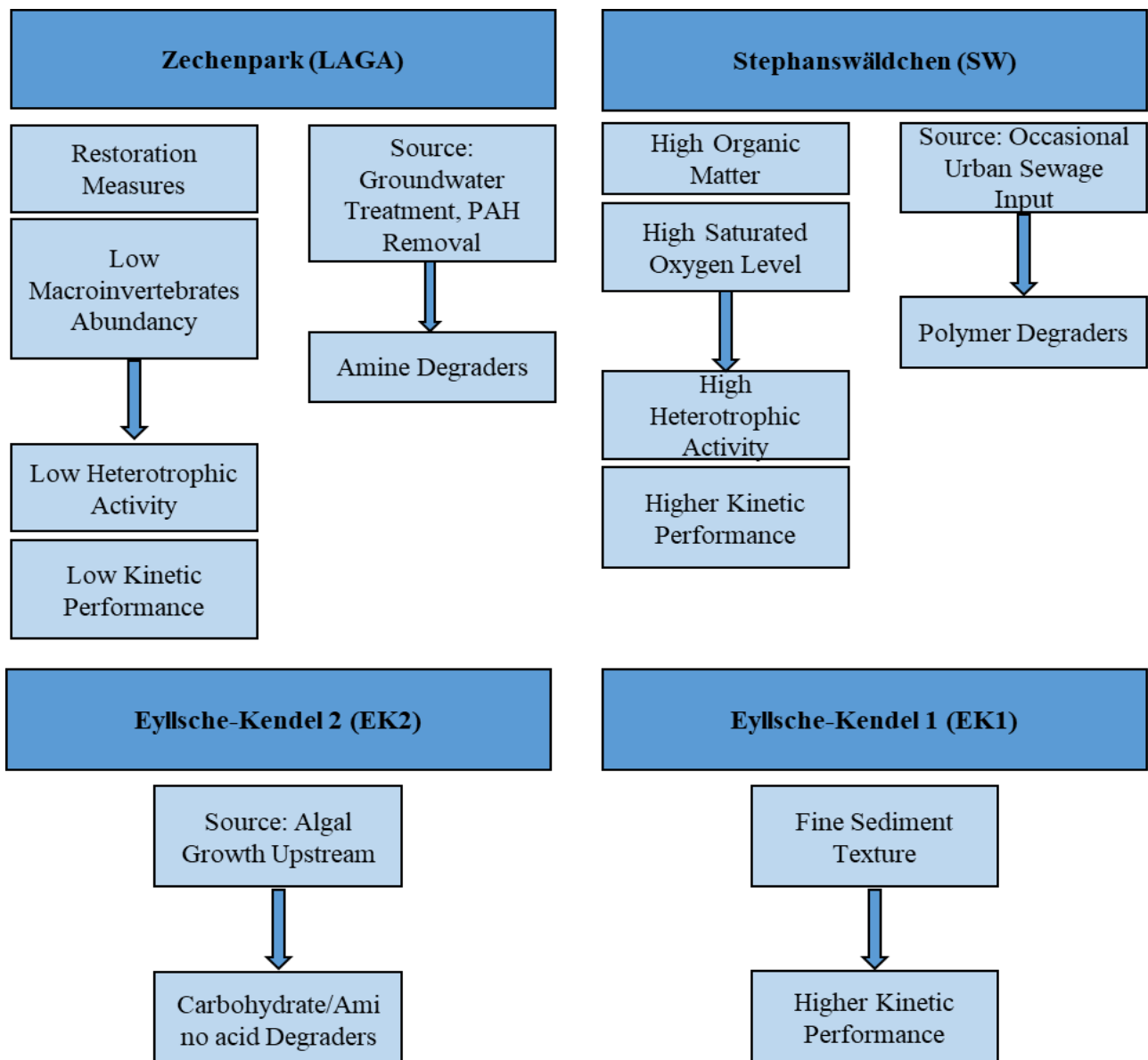


Fig. 6: Summary of habitat conditions and relation to the functional biodiversity, kinetic performance, and utilization pattern of the bacteria communities in all four sampled locations.

It can be concluded that bacteria functional profiling can be used for evaluation of renaturation measures or extends of anthropogenic effect on an ecosystem without using time consuming and work intensive alternatives.

Acknowledgements

This study presents the results of my bachelor thesis at Hochschule Rhein-Waal. I would like to express my sincere gratitude to my supervisors Prof. Dr. Daniela Lud and Dr. Carmen Gallas for their technical and scientific support, in addition to the chemistry department of Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG) especially Dr. Harald Heetjans and Mariya Poryazova for providing me with data about the chemical status of sources at both streams.

References

- Biolog, Inc. (2018): Microbial Community Analysis. Hayward, CA: Biolog, Inc.
- Bisseger, S. et al. (2014): Catabolic Profiles of Microbial Communities in Relation to Plant Identity and Diversity in Free-Floating Plant Treatment Wetland Mesocosms. *Ecological Engineering*, 67: 190-197.
- Christian, B., Lind, O. (2006): Key Issues Concerning Biolog Use for Aerobic and Anaerobic Freshwater Bacterial Community-Level Physiological Profiling. *International Review of Hydrobiology*, 91(3): 257-268.
- Freemaptools.com (2019): Elevation Finder. Available from: <<https://www.freemaptools.com/elevation-finder.htm>> [Accessed 13 June 2022].
- Garland, J. et al. (2001): Relative Effectiveness of Kinetic Analysis vs Single Point Readings for Classifying Environmental Samples Based on Community-Level Physiological Profiles (CLPP). *Soil Biology and Biochemistry*, 33(7-8): 1059-1066.
- Gryta, A. et al. (2014): The Application of the Biolog EcoPlate Approach in Ecotoxicological Evaluation of Dairy Sewage Sludge. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 174(4): 1434-1443.
- Jackson, C., Weeks, A. (2008): Influence of Particle Size on Bacterial Community Structure in Aquatic Sediments as Revealed by 16S rRNA Gene Sequence Analysis. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(16): 5237-5240.
- Kosmac, U., Gallas, C. (2018): 30 Jahre im Leben eines anthropogen belasteten Kleingewässers in Tagungsberichten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2018 (Kamp-Lintfort), Weißensee Verlag, Berlin: 70-176.
- Legg, T. et al. (2012): Carbon, Metals, and Grain Size Correlate with Bacterial Community Structure in Sediments of a High Arsenic Aquifer. *Frontiers in Microbiology*, 3(82).
- Luengo, J.M., Olivera, E.R. (2020): Catabolism of Biogenic Amines in Pseudomonas Species. *Environmental Microbiology*, 22(4): 1174-1192.
- Mohapatra, B., Phale, P. (2021): Microbial Degradation of Naphthalene and Substituted Naphthalenes: Metabolic Diversity and Genomic Insight for Bioremediation, *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 9.
- Nagel, M. et al. (2021): Gewässerrenaturierung und ihr Effekt auf verschiedene Artengemeinschaften - Fallbeispiel Große Goorley, Kamp-Lintfort in Tagungsberichten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2021 (Leipzig), Weißensee Verlag, Berlin: 155-160.
- Németh, I. et al. (2021): The Biolog EcoPlate™ Technique for Assessing the Effect of Metal Oxide Nanoparticles on Freshwater Microbial Communities. *Nanomaterials*, 11(7).
- Weber K., Legge, R. (2010): Community-Level Physiological Profiling, in Cummings P., ed. *Bioremediation Methods and Protocols*. Humana Press, UK: 263-282.
- Weber, K. et al. (2007): Data Transformations in the Analysis of Community-Level Substrate Utilization Data from Microplates. *Journal Of Microbiological Methods*, 69(3): 461-469.
- Zak, J. et al. (1994): Functional Diversity of Microbial Communities: A Quantitative Approach. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(9): 1101-1108.

Flächenverbrauch durch die Sportschifffahrt am Bodensee (BoStA-MAP-Verfahren)

Wolfgang Ostendorp¹ & Jörg Ostendorp²

¹ Limnologisches Institut der Universität Konstanz, Arbeitsgruppe Umweltphysik, D-78457 Konstanz,
wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de

² EcoDataDesign Consultant D-45133 Essen, ostendorp@ecodatadesign.de

Keywords: Uferstruktur, Hydromorphologie, GIS, Wasserrahmenrichtlinie, *SuBoLakes*-Projekt

Einleitung

Die Küsten- und Binnengewässer Europas gehören zu den am stärksten frequentierten Wassersportrevieren weltweit (Majamäki 2019). Die Umweltbelastungen der Sportschifffahrt (Motorboote, Segelboote, Jet-Ski u. a.) konzentrieren sich in den Naherholungsgebieten der Ballungszentren. Mehrere tourismuspolitische Initiativen in Deutschland versuchen derzeit, die Nutzbarkeit der Gewässer auszubauen („Wassertourismus“). Eine ökologische Folgenabschätzung u. a. zur Sicherstellung des Verbesserungsgebots bzw. des Verschlechterungsverbots der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurde bisher nicht vorgenommen.

Im DBU-Projekt *SuBoLakes*² – *Umweltverträgliche Freizeitschifffahrt auf Seen in Deutschland* werden die ökologischen Belastungen von Seen durch Fahrgast- und Freizeitschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen analysiert und bewertet, um daraus Mitigationsstrategien für eine dauerhaft umweltverträgliche Nutzung lenkung zu gewinnen (Neubauer et al. 2023).

Umweltbelastungen gehen nicht nur von der fahrenden Schifffahrt aus (stoffliche Emissionen der Bootshüllen und -motoren, Wellen, Geräusche u. a.), sondern auch von der liegenden Schifffahrt (z. B. Infrastruktur der Bootsstationierungsanlagen, im Folgenden: BoStA). Hier ist ein Trend zu mehr Komfort und zur Intensivierung der sonstigen Freizeitangebote erkennbar (Abb. 1). In Deutschland konnten Watermann et al. (2015) insgesamt 3.091 BoStA identifizieren (Abb. 2), davon 1.472 Einheiten an Seen und Flusseen mit insgesamt ca. 96.400 Wasserliegeplätzen (WLP) auf 9,9 km² Fläche.

Die Beurteilung der ökologischen Auswirkungen der Bootsstationierungsanlagen in einem Wassersportrevier erfordert Kenntnisse über die Art der Anlagen, ihre Häufigkeit, Größe und räumliche Verteilung. Die Informationen können durch Luftbild-gestützte Kartierungen im GIS in Verbindung mit einem geeigneten Objekttypenkatalog gewonnen werden. Bislang fehlte in vielen

² *SuBoLakes* – Umweltverträgliche Freizeitschifffahrt auf Seen in Deutschland: „Analyse und Bewertung der ökologischen Belastungen von Seen durch Fahrgast- und Freizeitschifffahrt im Spannungsfeld von Gewässerschutzzielen und Nutzungsansprüchen: Mitigationsstrategien für eine dauerhaft umweltverträgliche Lenkung“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Förderkennzeichen 35825/01, Antragsteller Prof. Dr. F. Peeters, AG Umweltphysik am Limnologischen Institut der Universität Konstanz und Dr. R. Köhler, Landesamt für Umwelt Brandenburg, Referat W26, Laufzeit 2021 bis 2024.

Wassersportrevieren beides, eine Typologie der BoStA ebenso wie eine Auswertung und räumliche Darstellung der Flächeninanspruchnahme.

Vor diesem Hintergrund haben wir eine BoStA-Typologie erarbeitet (Ostendorp & Ostendorp 2022c) und auf den Bodensee angewandt. Da eine GIS-gestützte Kartierung der aktuellen Situation des gesamten Bodenseeufer im Rahmen des *SuBoLakes*-Projekts nicht möglich war, wurde auf ältere Daten zur Uferstruktur (IBK [Internationale Bodenseekonferenz]-Kartierung, Teiber 2002) zurückgegriffen. Diese wurden geprüft und technisch aufbereitet, jedoch nicht aktualisiert. Damit war es erstmals möglich, den land- und seewärtigen Flächenverbrauch der einzelnen BoStA-Typen zum Zeitpunkt der IBK-Kartierung (1999 bis 2001) zu ermitteln und im räumlichen Zusammenhang darzustellen. In einem weiteren Schritt wurde für 10 % des Bodenseeufer eine detaillierte Stichprobenkartierung nach dem *BoStA-MAP*-Verfahren durchgeführt, anhand derer die Ergebnisse aus der aufbereiteten IBK-Kartierung validiert werden konnten.

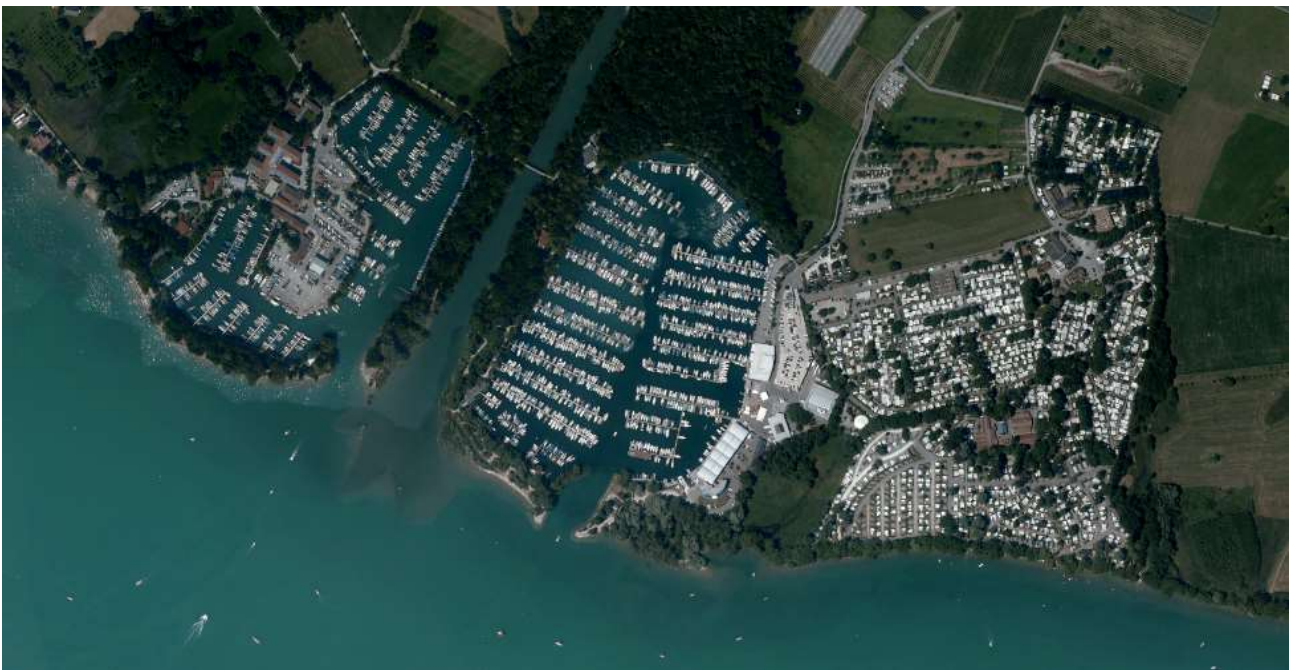


Abb. 1: Wassertouristische Dienstleistungslandschaft am Bodensee (Argen-Mündung). Campingplatz und zwei Marinas mit zusammen 1.758 Wasserliegeplätzen (Luftbild: LGL Baden-Württemberg).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Der Bodensee (533 km², 289 km Uferlänge) gehört zu den größten Wassersportrevieren Europas. Hier sind 61.764 Wasserfahrzeuge zugelassen, davon 61.235 überwiegend motorisierte Sportboote (Stand 2021, Vorarlberger Landesregierung 2022), die während der Saison 21.467 Wasser- und 6.408 ufernahe Trockenliegeplätze belegen (IGKB 2011).

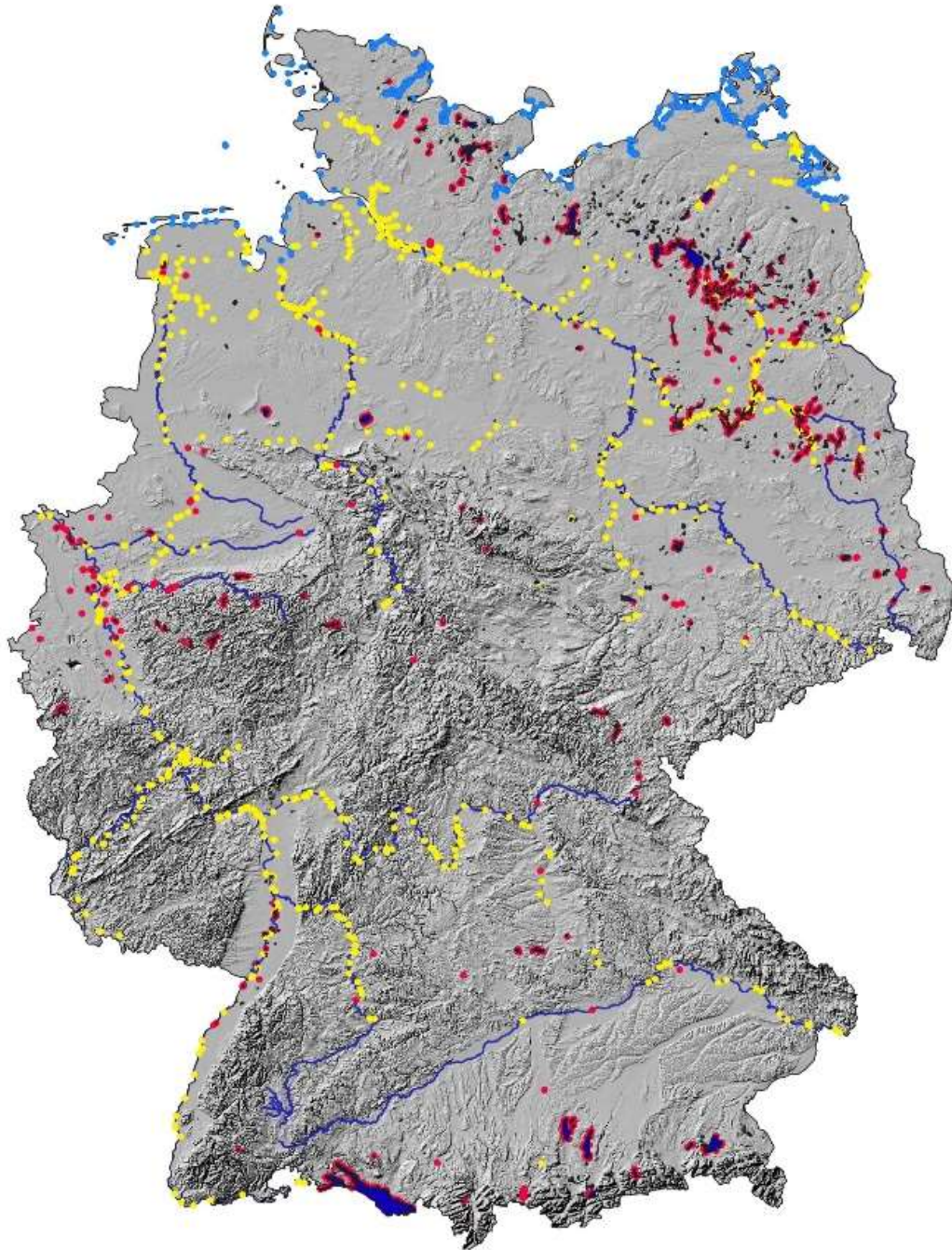


Abb. 2: Verteilung von Bootsstationierungsanlagen (BoStA) in Deutschland. Datenquelle: Watermann et al. (2015). Blau – Küsten und Ästuarie, Gelb – Fließgewässer und Kanäle, Rot – Seen und Flusseen. Kartenhintergrund: DGM200, © GeoBasis-DE/BKG (2021).

Methoden

In einem ersten Schritt wurden Begriffsbestimmungen vorgenommen und Objekttypenkataloge für BoStA und ihre Strukturelemente (STE) und Ausstattungselemente (AE) entworfen, die grundsätzlich für alle Wassersportreviere in Seenlandschaften Deutschlands Gültigkeit haben (Ostendorp & Ostendorp 2022c). Nicht berücksichtigt wurden Einrichtungen, die nicht eindeutig der stillliegenden Schifffahrt zuzuordnen sind, insbesondere Badestege oder temporär genutzte Stege und

Häfen der Fahrgastschiffahrt. Auf dieser Basis wurde das *BoStA-MAP*-Verfahren als Kartierungs- und Darstellungsverfahren entwickelt.

Für den vorliegenden Beitrag wurden die BoStA am gesamten Bodensee-Ufer anhand der Kartierung der Internationalen Bodenseekonferenz (IBK) von 1999 bis 2001 (Teiber 2002) und aktuellen Luftbildern und Fachinformationen klassifiziert und analysiert. Anschließend wurden die Geometrien der IBK-Kartierung entweder einem der BoStA-Objekttypen zugeordnet oder verworfen, jedoch nur in seltenen Ausnahmefällen verändert (Ostendorp & Ostendorp 2022a).

Nachfolgend wurde das *BoStA-MAP*-Verfahren an 29 zufallsgemäß ausgewählten Uferabschnitten von je 1 km Länge erprobt (Ostendorp & Ostendorp 2022b). Hierbei konnten wir auch BoStA-Objekttypen ausweisen, die im Rahmen der IBK-Kartierung systematisch nicht erfasst wurden, wie Ankerplätze, Strandliegeplätze, Einzelbojen, Anbindepfähle und Mauerliegeplätze. Darüber hinaus wurden entsprechend den Vorgaben des *BoStA-MAP*-Verfahrens auch detailliert die Struktur- und Ausstattungselemente der jeweiligen BoStA sowie die einzelnen Liegeplätze erfasst. Alle Stichproben-Abschnitte wurden - soweit möglich - vorab begangen und die vorhandenen Strukturelemente fotodokumentiert (ground truth).

Der liegeplatzspezifische Flächenverbrauch wird hier am Beispiel des Sportboothafens Unteruhdingen dargestellt (Abb. 4), der mit dem Qualitätslabel „Blaue Flagge“ zertifiziert ist.

Ergebnisse

Bootsstationierungsanlagen

Das gesamte Bodenseeufer war bereits zur Zeit der IBK-Kartierung dicht mit Bootsstationierungsanlagen belegt. Größere Lücken fanden sich nur entlang der großen Naturschutzgebiete (Wollmatinger Ried u. a.), an topografisch schlecht zugänglichen Steiluferabschnitten (z. B. zwischen Konstanz-Wallhausen und Bodman) oder an Abschnitten, die bereits anderweitig einer Freizeitnutzung unterliegen, etwa bei Strandbädern (Abb. 3).

Insgesamt wurden aus der IBK-Kartierung 618 BoStA-Objekte extrahiert, die eine Gesamtfläche von etwa 4,45 km² einnahmen (Tab. 1). Auf jeden Uferkilometer entfielen entsprechend durchschnittlich 2,14 BoStA. Flächenmäßig dominierten dabei Häfen (2,4 km²) und Bojenfelder (1,4 km²), gefolgt von Bootssteganlagen (0,4 km²), wobei im Falle von Häfen und Steganlagen die wasserseitige Fläche die landseitig genutzte Fläche deutlich übertraf. Auch zahlenmäßig waren die Häfen am stärksten vertreten (119 Objekte), gefolgt von Einzelstegen (102), Kleinsthäfen (96) und landseitigen Trockenlagern (93). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Stege etc. nur dann separat ausgewiesen werden, wenn sie nicht Teil einer übergeordneten Gesamtstruktur waren, etwa eines Hafens. Die anderen Objekttypen (z. B. Gruppe 4: Bootsunterstände) spielten insgesamt eine eher untergeordnete Rolle oder wurden nicht systematisch in der IBK-Kartierung berücksichtigt (z. B. Typ 6.2 Strandliegeplätze).

Bojenfelder sowie Bootsstege und -steganlagen waren v. a. am Untersee und Überlinger See anzutreffen, Häfen in allen Seeteilen mit Schwerpunkt Obersee. Bootsschuppen und Bootshäuser konzentrieren sich auf das schweizerische Ufer des Untersees und des Obersees. Die zusätzlich von uns erhobenen Strandliegeplätze traten vor allem am Untersee und hier besonders an den Stränden der Insel Reichenau auf (Abb. 3).

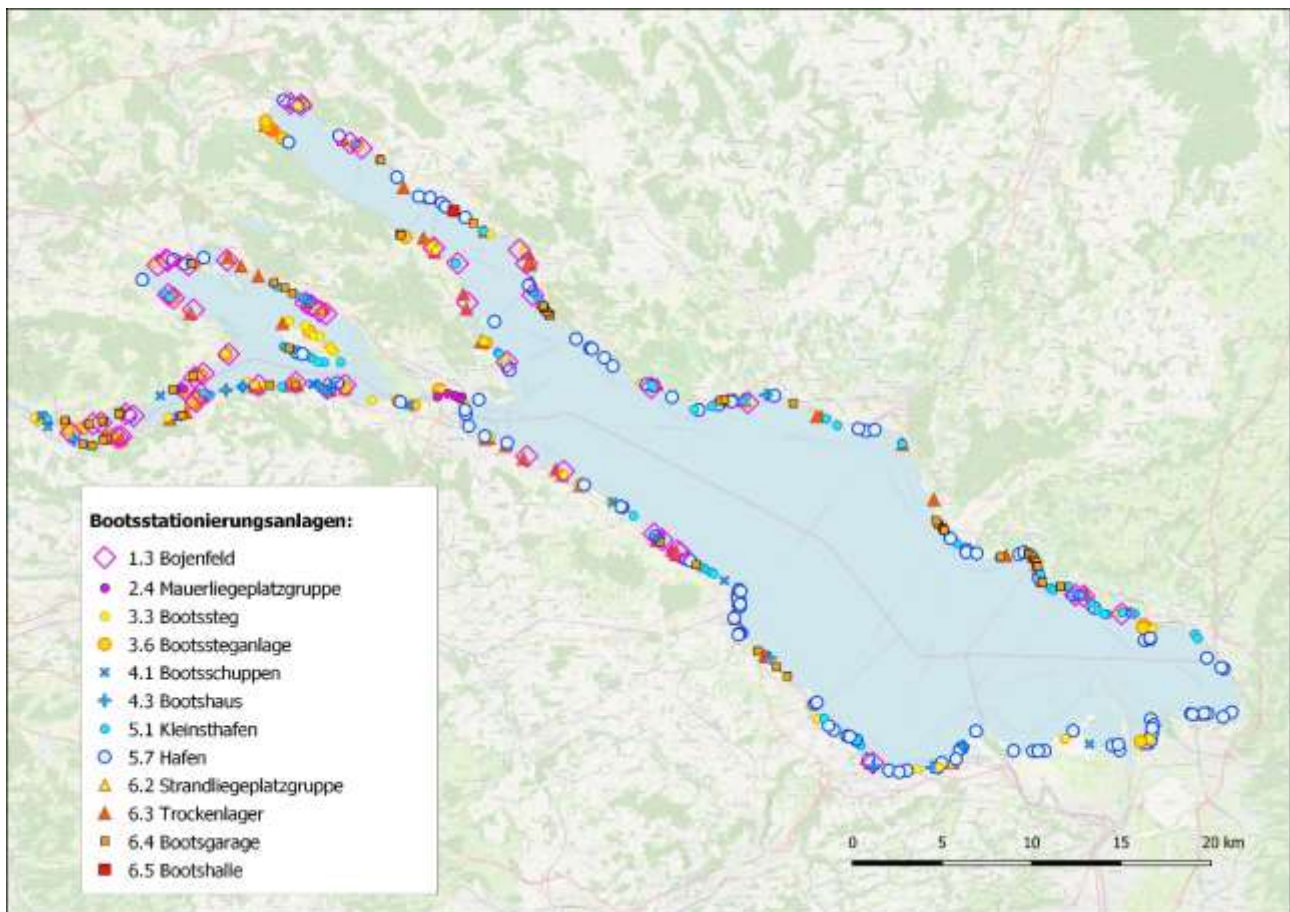


Abb. 3: Verteilung der Bootsstationierungsanlagen am Bodensee-Ufer (Kartengrundlage: OpenStreetMap (OSM)).

Mit einer Uferlänge von knapp 98 km nimmt der Untersee (inkl. Seerhein) etwa ein Drittel der Gesamtuferlänge des Bodensees ein. Dies spiegelt sich in der Verteilung der BoStA wider, die hier mit 1,27 km² und 217 Objekten ebenfalls etwa ein Drittel des Gesamtvorkommens ausmachen. Entlang des etwa 54 km langen Ufers des Überlinger Sees, anteilig 18 % der Gesamtuferlänge, konnten 126 Bootsstationierungsanlagen lokalisiert werden (ca. 20 % des Gesamtbestandes), die eine Gesamtfläche von 0,63 km² einnahmen. Eine große räumliche Lücke bei der Verteilung der Bootsstationierungsanlagen wies das steile Ufer zwischen Wallhausen und Bodman auf. Die Uferlänge des Obersees beträgt knapp 138 km (ca. 50 % der Gesamtuferlänge). Dominanter Objekttyp waren hier die 91 Häfen. Sie trugen mit über 2 km² Fläche ca. 80 % zum Gesamtflächenverbrauch aller Bootsstationierungsanlagen des Obersees bei. Alle anderen Objekttypen blieben jeweils deutlich unterhalb von 0,1 km². Zweithäufigster Objekttyp waren die Kleinsthäfen – also ebenfalls wellengeschützte Stationierungsanlagen – mit 51 Einheiten. Ähnlich häufig vertreten waren Trockenlager (45), Bootsstege (30) und Bootsgaragen (30).

Die Kartierungen der IBK wurden seither nicht mehr aktualisiert. Zwischenzeitlich kam es nach eigenen Beobachtungen zu einigen eher kleinräumigen Erweiterungen von BoStA, aber auch zu einem behördlich erzwungenen Rückbau einzelner Stege, so dass die o. g. Zahlen größenordnungsmäßig den heutigen Zustand repräsentieren.

Liegeplatzspezifischer Flächenbedarf am Beispiel des Hafens Unteruhldingen

Der primäre Zweck von Bootsstationierungsanlagen ist die Bereitstellung und der Betrieb von Liegeplätzen. BoStAs werden auf der Grundlage ihrer Liegeplatzzahl vergleichbar, indem die Fläche

der BoStA-Strukturelemente auf den einzelnen Liegeplatz bezogen wird. Aus diesem Grund ist der Liegeplatz bzw. die Zahl der Liegeplätze in einer BoStA eine wichtige Bezugsgröße zur Einschätzung der ökologischen Auswirkungen unterschiedlicher BoStA sowie für das Handeln der Wasserbehörden (Liegeplatzmanagement).

Boote sind in der Saison (Bodensee: etwa Mai bis Oktober) zumeist auf einem *Wasserliegeplatz* (WLP) stationiert, Außerhalb der Saison werden sie aus dem Wasser genommen und anderweitig untergebracht (*Trockenliegeplatz*, TLP). So gesehen haben viele Boote eigentlich zwei Liegeplätze. Kleinere Boote befinden sich ganzjährig an Land, ggf. auf wechselnden Liegeplätzen, wo sie im Bedarfsfall mit einem (Hafen-)Trailer über einen Slip eingewassert werden.

Wasser- und Landliegeplätze befinden sich zumeist unter freiem Himmel, wobei die Boote mit einer Persenning gegenüber Witterungseinflüssen und Verschmutzung abgedeckt sein können. Fallweise können die Boote aber auch trocken in einer (gemieteten) Bootshalle abgestellt oder in einem (privaten) Bootshaus oder Bootsgarage untergebracht sein. Letztlich gibt es zahlreiche konventionelle und neuartige Stationierungssysteme (z. B. Dry Stack Storage), die im BoStA-Objekttypenkatalog (Ostendorp & Ostendorp 2022c) abgebildet werden.

Die Fläche eines (Wasser-)Liegeplatzes („Liegefläche“) setzt sich zusammen aus der Projektionsfläche des Rumpfes des Wasserfahrzeugs und einer Sicherheitsfläche, die auch bei Wind und Seegang verhindert, dass sich die Rümpfe oder die Masten (Segelboote) nebeneinander liegender Boote berühren. Die Sicherheitsfläche hängt von der Art der BoStA ab: Sie ist groß in Bojenfeldern (Schwojkreis) und klein in den Boxen wind- und wellengeschützter Häfen. Die BoStA-Fläche schließt auch alle weiteren Strukturelemente ein, also z. B. auch PKW-Parkplätze, Gastronomie, Service- und Hafenmeister-Gebäude, Sportanlagen usw.

Ein Wasserliegeplatz in einem typischen Sportboothafen wie der Fischerhafen und der Sportboothafen Unteruhldingen benötigt eine Liegefläche von 33 bzw. 37 m² (Abb. 4; Tab. 2). Der Gesamt-Flächenbedarf inkl. aller hafentechnischer Einrichtungen und Freizeitflächen liegt bei 114 bzw. 151 m² je WLP. Einen hohen Anteil haben nautisch relevante Navigationsflächen, gefolgt von Gebäuden und Anlagen, die dem landseitigen Besucherverkehr dienen (24 bzw. 41 m² je WLP) und mit der eigentlichen Widmung des Sportboothafens wenig zu tun haben.



Abb. 4: (a) Hafen Unteruhldingen (Bodensee) mit Fischerhafen (ID 35), Sportboothafen (ID 36), Anlegesteg der Fahrgastschifffahrt (ID 37) und priv. Kleinsthafen (ID 38). Luftbild: LGL Bad.-Württ. (b) flächige Darstellung der Struktur- und Ausstattungselemente (Blau – Wasserflächen, Punkte – Liegeplätze, Grün – Grün- u. Freiflächen).

Tab. 1: Fläche und Anzahl der Bootsstationierungsanlagen am Bodensee. Datenbasis: bearbeitete IBK-Kartierung 1999 bis 2001 (Teiber 2002), Typenkatalog: *BoStA-MAP* (s. Text). Uferabschnitt: gesamter Bodensee.

Code	BoStA-Typ	Anzahl gesamt	Fläche gesamt [m ²]	davon seewärtig [m ²]	davon landwärtig [m ²]
1	Verankerte Liegeplätze				
1.3	Bojenfeld	52	1.413.574		
2	Anbindepfähle und Mauerliegeplätze				
2.4	Mauerliegeplatzgruppe	7	20.443		
3	Stege				
3.3	Bootssteg (nicht differenziert)	102	80.768	80.328	440
3.7	Bootssteganlage (nicht differenziert)	43	420.421	342.928	77.492
4	Unterstände				
4.1	Bootsschuppen	16	960		
4.3	Bootshaus	13	780		
5	Wellengeschützte Stationierungsflächen				
5.1	Kleinsthafen	96	25.483		
5.7	Hafen (nicht differenziert)	119	2.381.712	1.618.749	762.963
6	Landliegeplätze				
6.2	Strandliegeplatzgruppe	7	4.149		
6.3	Trockenlager	93	95.504		
6.4	Bootsgarage	69	4.140		
6.5	Bootshalle	1	200		
	Summe	618	4.448.133		

Tab. 2: Flächenverbrauch je Wasserliegeplatz (m²) im Fischerhafen (ID 35) und Sportboothafen Unteruhldingen (ID 36).

	ID 35	ID 36
	Fläche (m ²)	
BoStA-Typ	Sportboothafen	Sportboothafen
Gesamt-Fläche (m ²)	5.249	39.815
Wasserliegeplätze (Ist)	46	263 (+6)
Landliegeplätze (Ist)	0	ca. 36
Flächenbedarf je Wasserliegeplatz (m ²), Summe; davon ...	114,12	151,39
Hafeneinfahrt, Navigationsflächen	44,54	53,50
Liegeflächen	33,33	37,37
Pfahl-, Schwimm- u. sonstige Stege	1,77	5,46
Kais, Molen, Böschungen	8,62	8,83
Hafentechn. Anlagen u. Gebäude für die Sportschiffahrt	1,71	0,99
Landliegeplätze	0,00	3,87
Verkehrs-, Grün- u. Freiflächen, Gebäude (Erholung)	24,14	41,37

Diskussion

Ökologische Auswirkungen der Sportbootschifffahrt im Küstenbereich und auf Binnengewässern wurden bereits in zahlreichen Übersichtsartikeln zusammenfassend dargestellt. Dabei standen häufig die Begleiterscheinungen der fahrenden Schifffahrt im Vordergrund, z. B. Wellenerzeugung, Ankerschäden, Geräusch- und Schadstoffemissionen sowie saprobielle Belastungen. Das *SuBoLakes*-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt untersucht dagegen auch die Auswirkungen der stillliegenden Schifffahrt, d. h. der Bootsstationierungsanlagen (Bojenfelder, Stege, Häfen, Marinas usw.).

Um die beträchtlichen Kenntnislücken zu schließen, haben wir ein Verfahren entworfen (*BoStA-MAP*), das sich auf eigens entwickelte Objekttypenkataloge sowie auf eine spezifische Kartieranleitung stützt. Zu den erfassten Objekten gehören nicht nur die BoStA insgesamt, sondern auch ihre einzelnen Strukturelemente, Ausstattungselemente, die funktionelle Widmung und die einzelnen Liegeplätze einer BoStA. Die Liegeplätze werden in einem getrennten GIS-Layer als Punkt-Shape kartiert; mit jedem Punkt wird die Centroid-Position angezeigt, an der während der Saison ein Boot stillliegt (Wasserliegeplatz) oder an Land betriebsbereit aufbewahrt wird (Trockenliegeplatz). Dabei kommt es nicht darauf an, ob der Liegeplatz behördlich genehmigt ist oder nicht („faktischer Liegeplatz“).

Damit ist es möglich, mit hoher sachlicher Auflösung (i) Unterschiede zwischen einzelnen BoStA hinsichtlich der Flächenanteile ihrer Strukturelemente sowie (ii) Unterschiede von Seen bzw. Wassersportrevieren hinsichtlich der Häufigkeit und Fläche ihrer BoStA-Typen herauszuarbeiten. Wir gehen davon aus, dass alle Struktur- und Ausstattungselemente differenzierte ökologische Wirkungen auf die Schutzgüter Boden, Wasser, Luft, Biotope und Tier- und Pflanzenpopulationen entfalten können.

Das *BoStA-MAP*-Verfahren wurde auf zwei Ebenen am Bodensee getestet. Zunächst wurden auf der Basis der jüngsten seeumfassenden IBK-Kartierung von 1999-2001 in generalisierter Form die Typen und Zahlen der BoStA am gesamten Bodensee-Ufer ermittelt. Eine Erfassung von Struktur- und Ausstattungselementen sowie einzelner Liegeplätze war auf dieser Datengrundlage jedoch nicht möglich. Insgesamt konnten 12 verschiedene BoStA-Typen mit 618 einzelnen Anlagen mit einer Gesamtfläche von 4,45 km² identifiziert, klassifiziert und raumbezogen erfasst werden. Die ermittelte Gesamtfläche liegt deutlich unter dem Schätzwert der Internationalen Gewässerschutzkommission von 5,6 km² am gleichen Datensatz (IGKB 2004, S. 107). Im Rahmen einer detaillierten Stichprobenkartierung wurde u. a. am Beispiel des Fischerhafens und des Sportboothafens Unteruhldingen in zwei Varianten der liegeplatzspezifische Flächenverbrauch ermittelt. Die durchschnittliche Liegefläche beträgt 33,3 bzw. 37,4 m²/WLP während der Gesamtflächenverbrauch der BoStA etwa drei- bis viermal so groß ist (114 bzw. 151 m²/WLP). Dies deckt sich mit dem anhaltenden Trend, Häfen und Steganlagen als „Erlebnisräume“ in das touristische Gesamtkonzept der jeweiligen Städte und Gemeinden einzugliedern.

Mit der Auswertung der IBK-Daten konnten valide Details vorgelegt werden, die jedoch die Verhältnisse um das Jahr 2000 widerspiegeln. Ob und in welchem Maße die Inanspruchnahme der Uferzone durch die stillliegende Schifffahrt stabilisiert oder womöglich verringert werden konnte, wie es das Bodensee-Leitbild der IBK (IBK 1995) und die Bodensee-Richtlinien der IGKB (IGKB 2018) vorsehen, lässt sich erst anhand einer aktualisierten Vergleichskartierung beurteilen. So könnte sich der Trend zunehmender Landliegeplatz-Zahlen über das Jahr 2001 fortgesetzt haben (vgl. IGKB 2004, S. 104). Ein Vergleich der Ergebnisse der aufbereiteten IBK-Kartierung mit den Ergebnissen

der Stichprobenkartierung an 10 % der Uferabschnitte (Stand 2022) deutet auf geringfügige Änderungen hin.

Das *BoStA-MAP*-Verfahren hat sich als vergleichsweise einfaches und transparentes Verfahren erwiesen, das ein solches Monitoring erlaubt. Das Verfahren wird zukünftig im *SuBoLakes*-Projekt auch in anderen Seelandschaften bzw. Wassersportrevieren angewandt und ausgebaut werden, um die ökologischen Auswirkungen von BoStA, differenziert nach Strukturelementen, quantifizieren zu können.

Schlussfolgerungen

Das *BoStA-MAP*-Verfahren, das am Bodensee getestet wurde, hat sich als taugliches Werkzeug erwiesen, um räumlich wie sachlich hoch aufgelöste valide Basisdaten zu generieren, die für unterschiedliche Zwecke genutzt werden können. Beispiele sind die hydromorphologische Klassifikation von Seeufern i. S. der EG-WRRL, Planungen für ein umweltschonendes Management der Anlagen sowie die Modellierung von Schadstoffemissionen (vgl. Watermann et al. 2015).

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des *SuBoLakes*-Projekts durchgeführt, das von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanziell gefördert (Förderkennzeichen 35825/01) und am Limnologischen Institut der Universität Konstanz koordiniert wird (URL: <https://www.subolakes.de>).

Wir bedanken uns weiterhin bei der Gemeinde Uhldingen-Mühlhofen, Herrn Bürgermeister D. Männle und Herrn J. P. Kitt, für die freundliche Unterstützung.

Literatur

- IBK (Internationale Bodenseekonferenz) (1995): Bodenseeleitbild. 42 S.; Konstanz.
- IGKB, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (2011): Auswertung der Statistik der Schifffahrtsanlagen. Internet: <https://www.igkb.org>.
- IGKB (2018): Bodensee-Richtlinien 2005. 2. Aufl., Mai 2018 (mit Änderung des Kapitels 5 vom 13.05.2014 und des Kapitels 6 vom 09.05.2018), 30 S. (Download unter www.igkb.org).
- Majamäki, E. (2019): Tracking environmental pressures from recreational boating. Aalto University, School of Engineering, 69 S.
- Neubauer, D., Köhler, R., Lessmann, O., Ostendorp, J., Ostendorp, W., Peeters, F. (2023): Analyse der ökologischen Belastungen durch motorisierte Schifffahrt auf Seen in Deutschland: Erste Ergebnisse des Projektes *SuBoLakes*. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Hrsg., Ergebnisse der Jahrestagung 2022 (Konstanz), Essen 2023.
- Ostendorp, J., Ostendorp, W. (2022a): Flächenbedarf der Bootsstationierungsanlagen (BoStA) am Bodensee. Bericht für das *SuBoLakes*-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Konstanz, 31 S. + Anlage. (Download unter <https://www.subolakes.de/aktuelles/>).
- Ostendorp, J., Ostendorp, W. (2022b): Liegeplatzspezifischer Flächenverbrauch von Bootsstationierungsanlagen: Verfahrenserprobung (*BoStA-MAP*) und Stichprobenkartierung am Bodensee. Bericht für das *SuBoLakes*-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Konstanz, 24 S. (Download unter <https://www.subolakes.de/aktuelles/>).
- Ostendorp, W., Ostendorp, J. (2022c): Typisierung von Bootsstationierungsanlagen (BoStA), ihrer Struktur- und Ausstattungselemente. Bericht für das *SuBoLakes*-Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Konstanz, 29 S. (Download unter <https://www.subolakes.de/aktuelles/>).
- Teiber, P. (2002): Zustandsbeschreibung des Bodenseeuferes 2000/2001. CD-ROM., Hrsg.: Int. Bodensee-Konferenz (IBK) & LfU Baden-Württemberg.

- Vorarlberger Landesregierung, Hrsg. (2022): Bodensee-Schiffsstatistik per 31.12.2021, zusammengestellt vom Amt der Vorarlberger Landesregierung.
- Watermann, B., Daehne, D., Fürle, C., Thomson, A. (2015): Sicherung der Verlässlichkeit der Antifouling-Expositionsschätzung im Rahmen des EU-Biozid-Zulassungsverfahrens auf Basis der aktuellen Situation in deutschen Binnengewässern für die Verwendungsphase im Bereich Sportboothäfen. UBA Texte 68, 135 S., inkl. Daten als Excel-Datei.

Herausforderungen der Bestimmung von Gesamtphosphor (TP)-Konzentrationen in pH-neutralen Tagebauseen

Jacqueline Rücker¹, Gudrun Lippert¹, Yvonne Hillecke², Ina Hildebrandt³, Björn Grüneberg^{1,4}

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Gewässerökologie / Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow; j.ruecker@b-tu.de,

² Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Lungkwitzer Str. 12, 01259 Dresden; yvonne.hillecke@iwb-dresden.de

³ BGD ECOSAX GmbH, Tiergartenstraße 48, 01219 Dresden; i.hildebrandt@bgd-ecosax.de

⁴ Landeslabor Berlin-Brandenburg, Rudower Chaussee 39, 12489 Berlin; Bjoern.Grueneberg@Landeslabor-bbb.de

Keywords: Gesamtphosphor, Autoklavenaufschluss, Molybdänblau-Methode, Photometrie, ICP-MS

Einleitung

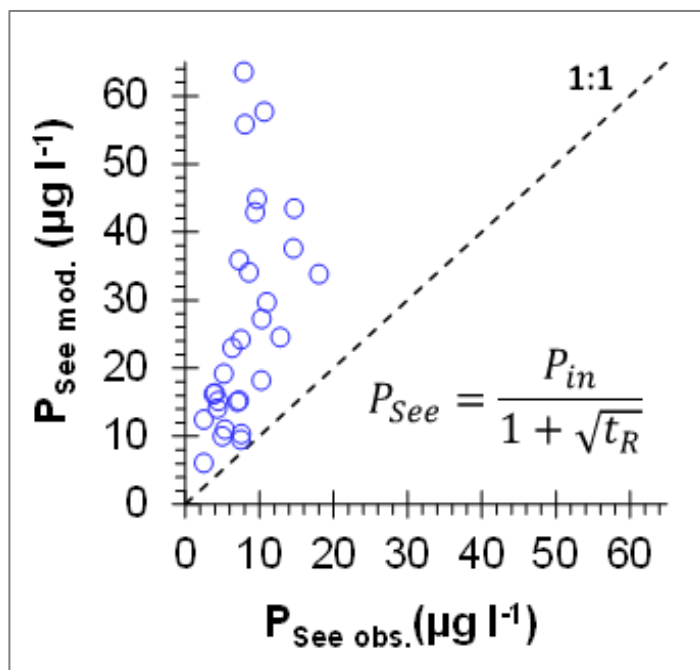


Abb. 1 Gegenüberstellung der gemessenen (obs.) und der mittels Vollenweider-Modell berechneten (mod.) Gesamtphosphorkonzentration (P_{See}) von 41 pH-neutralen Tagebauseen. Herkömmliche Trophiemodelle prognostizieren falsche (zu hohe) P-Konzentrationen und sind daher für Trophieprognosen von bergbaubeeinflussten Seen nicht geeignet (Grüneberg et al. 2022).

Die Seenlandschaft in Deutschland wird durch den Braunkohlenbergbau um über 500 Seen reicher. In ehemals gewässerarmen Landschaften entstehen Seengebiete mit nährstoffarmen Klarwasserseen, die sowohl ökologisch wertvoll als auch attraktiv für zahlreiche Nutzungen sind. Dies betrifft etwa 100 Seen größer als 50 ha, für die nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) ein Verschlechterungsverbot gilt, sowie zahlreiche kleinere Tagebauseen (TBS). Eine intensivere Nutzung der Seen und der Einzugsgebiete führt zu steigenden Nährstoffeinträgen. Ob und wie bei einer Erhöhung der Nährstoffzufuhr eine gute Wasserbeschaffenheit sichergestellt werden kann, war

Gegenstand des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes „Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen“ (AZ-34919/01 und AZ-34919/02; Grüneberg et al. 2022).

Ziel des Projekts war es, empirische Modellansätze analog zum Vollenweider-Modell (Vollenweider 1976) zu entwickeln, mit denen eine genauere Abschätzung der tolerierbaren P-Belastung und des künftigen trophischen Zustandes von pH-neutralen TBS möglich ist. Empirische Trophiemodelle sind eines der grundlegenden „Handwerkzeuge“ im Management von Seen und unerlässlich für die Einschätzung der Belastbarkeit eines Sees hinsichtlich der geplanten Nutzung sowie der Bewirtschaftung des Einzugsgebietes und des Gewässers. Diese Modelle ermöglichen die Berechnung der seeinternen Phosphorkonzentration (P_{See}) aus der Summe aller P-Einträge. Die seit Jahrzehnten für natürliche Seen genutzten empirischen Modelle (Vollenweider-Typ) sind jedoch für TBS nicht anwendbar, weil sie deren Resilienz gegenüber Nährstoffeinträgen unterschätzen und falsche (zu hohe) seeinterne Nährstoffkonzentrationen für Tagebauseen prognostizieren (Abbildung 1). Ursache dafür sind die hohen, bergbaubedingten Metalleinträge in TBS, insbesondere von Eisen als wichtiger Bindungspartner für Phosphor in Wasser und Sedimenten.

Im Unterschied zu den Vorgängerstudien (Grüneberg et al. 2011 bzw. 2018) konnten im Rahmen des Projektes die Phasen der Entwicklung von pH-neutraler Tagebauseen und die jeweils relevanten P-Bindungsprozesse bzw. Bindungsformen beschrieben sowie Kriterien für die Nutzbarkeit spezieller TBS-Trophiemodelle klar definiert und Kippunkte für ein Nachlassen der P-Retention identifiziert werden (s. Abbildung 2). Dadurch sollen Risiken der Übernutzung von TBS und damit verbundene zu hohe Nährstoffeinträge vermieden werden.

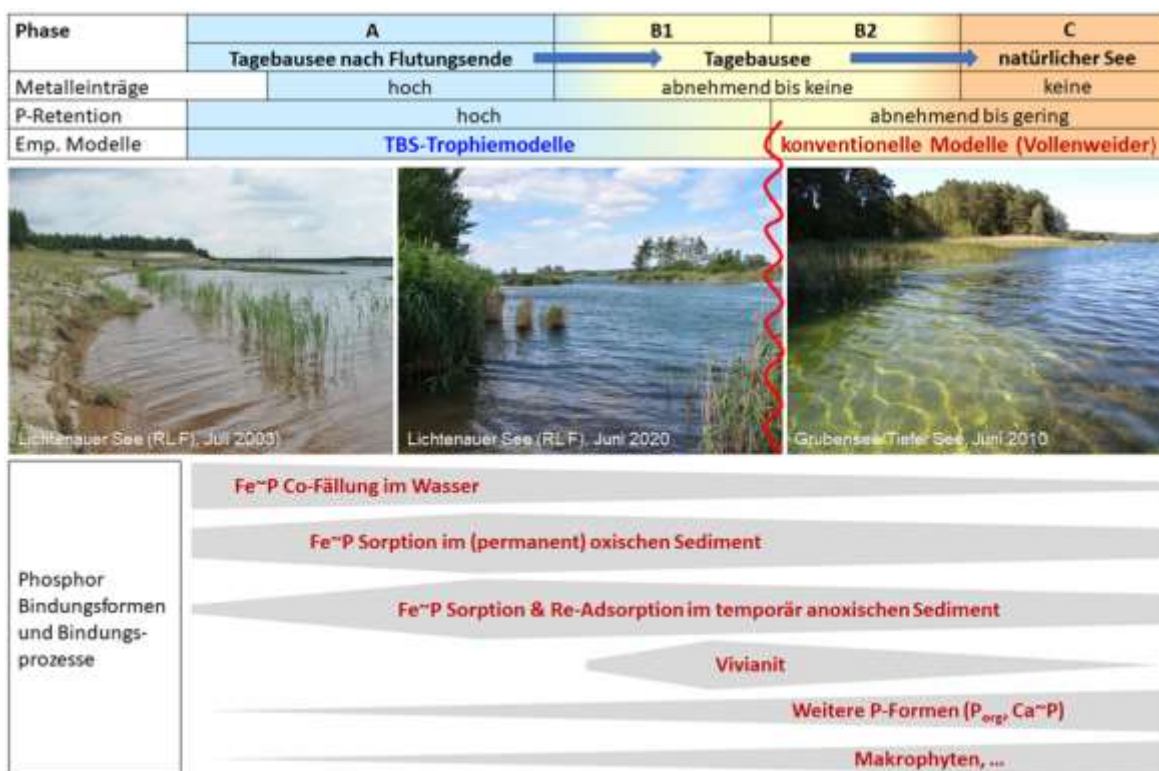


Abb. 2 Phasen der Entwicklung pH-neutraler Tagebauseen und die in den Phasen relevanten P-Bindungsprozesse bzw. Bindungsformen (Grüneberg et al. 2022).

Am Beginn der Modellentwicklung stand eine Meta-Analyse von zunächst 135 TBS aus allen Braunkohlebergbauregionen Deutschlands, in die u. a. morphologische, hydrologische und wasserchemische Parameter (z. B. Konzentrationen für Gesamtphosphor (TP), Ammonium, Sulfat, Metalle insbes. Eisen) eingingen. Datensätze für 42 TBS erwiesen sich nach einem abgestimmten Kriterienkatalog als potentiell geeignet. Dieser Katalog umfasste Kriterien wie: pH-neutraler See,

bergbauliche Beeinflussung (erhöhte Metalleinträge), Vorliegen eines möglichst aktuellen hydrologisch-hydrochemischen Gütemodells zur Bilanzierung der Stoffeinträge, stationärer Zustand (d. h. geringe Veränderung der Stoffein- und Stoffausträge sowie der Seewasserqualität im Bilanzzeitraum (ca. 10 Jahre)), Vorliegen von Sediment- und Wasserqualitätsdaten aus dem Zeitfenster des Gütemodells.

Die Plausibilität und Qualität aller potenziellen Modelldaten wurde sorgfältig geprüft, wobei der seeinternen Phosphor-Konzentration (P_{see}) als wichtige Eingangsgröße für die Modellentwicklung besonderes Augenmerk gewidmet wurde. Dabei erwies sich als nachteilig, dass ein unerwartet großer Anteil (etwa die Hälfte) von TP-Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) lag, die etwa zu gleichen Teilen mit < 5 oder $< 10 \mu\text{g l}^{-1}$ angegeben war. Da mathematische Modelle reelle Zahlen als Eingangsgrößen benötigen, sind Angaben $< BG$ nicht verwertbar. Die TP-Konzentrationen lagen in den meisten TBS unter $15 \mu\text{g l}^{-1}$, also im oligotrophen Bereich für geschichtete Seen des Tieflands (LAWA 2014). Der oligo- bis schwach mesotrophe Trophiebereich sichert den sehr guten bis guten ökologischen Zustand nach EU-WRRL. Er ist also ökologisch relevant und sollte durch eine angepasste TP-Analytik auch im Konzentrationsbereich zwischen 5 und $10 \mu\text{g l}^{-1}$ gewährleistet sein.

Für die Modellanpassung war eine gewisse Spreizung der Daten unter $15 \mu\text{g l}^{-1}$ aus statistischen Gründen notwendig. Daher wurden im Rahmen des Projektes zur Plausibilisierung vorhandener Daten sowie zur Verdichtung des Datensatzes eigene TP-Analysen durchgeführt. Diese sind, ebenso wie die Darstellung der TP-Datenanalyse, Gegenstand des vorliegenden Beitrags.

Material und Methoden

Gewässerauswahl, Herkunft der Langzeitdaten zur Wasserbeschaffenheit

Für die Modellentwicklung im Rahmen des DBU-Projektes wurde vorwiegend auf vorhandene Daten aus Gutachten und Publikationen zurückgegriffen. Um jedoch eine möglichst homogene Datenbasis zu erhalten, wurden für die 42 potenziell geeigneten Tagebauseen Daten zur Wasserbeschaffenheit für den Zeitraum 2010 – 2020 bei verschiedenen Institutionen angefragt. Der Großteil der Daten entstammte dem Montanhydrologischen Monitoring (MHM) der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) (LMBV, 2019). Weitere Daten für Seen außerhalb des Zuständigkeitsbereiches der LMBV wurden von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV) sowie vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zur Verfügung gestellt. Für in Sachsen-Anhalt gelegene TBS wurden Daten des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) genutzt, die online über das Datenportal des Gewässerkundlichen Landesdienstes Sachsen-Anhalt (GLD) verfügbar waren (<https://gld.lhw-sachsen-anhalt.de/>). Von den zusammengetragenen TP-Rohdaten stammten 61 % von der LMBV, 16 % vom LfULG, 13 % vom GLD und 9 % von der LTV.

Die Daten wurden in ein einheitliches Format gebracht und mit Hilfe einer Microsoft Access©-Datenbank verwaltet, z. B. wurde die vertikale Auflösung auf die Tiefenstufen Epilimnion, Metalimnion, Hypolimnion und über Grund harmonisiert. Zur Plausibilitätskontrolle der TP-Werte wurden die Daten für jede Messstelle über den gesamten Zeitraum 2010 – 2020 geplottet und eventuell vorhandene Ausreißer eliminiert. Lagen Messwerte unterhalb der angegebenen Bestimmungsgrenze, wurde die halbe BG als Zahlenwert eingesetzt.

Die Zielgröße für die Trophiemodelle, die seeinterne Phosphorkonzentration P_{see} , wurde als Mittelwert über den Bilanzzeitraum für den oberen, durchmischten Teil der Wassersäule (Epilimnion) bzw. bei fehlender thermischer Schichtung für die gesamte Wassersäule berechnet. Somit wurden

hypolimnische und Werte über Grund nicht in die Berechnung einbezogen. Gab es an einem Gewässer mehrere Messstellen, wurde zuerst ein Tagesmittelwert über alle Messstellen berechnet (bei wenigen TBS wurden Messstellen im Flachwasserbereich ausgeschlossen). Wenn ein TBS von mehreren Institutionen parallel beprobt wurde (z. B. LMBV, LfULG, BTU), gingen die (Tages-) Werte gleichberechtigt in P_{See} -Berechnung ein.

Die Berechnung des Trophie-Index erfolgte nach der Vorschrift und mit Hilfe des MS Access©-basierten Auswertungstools der LAWA (LAWA 2014). In die Index-Berechnung gehen die TP-Konzentrationen als Saisonmittel und als Frühjahrsvollzirkulationswert ein, die Chlorophyll a-Konzentration sowie Sichttiefe, ebenfalls als Saisonmittel. Die Anforderungen an die Probenahme sind geringer als für die Verfahren der ökologischen Gewässerbewertung gemäß EU-WRRL. Die Mindestforderung von 4 Probenahmen zwischen März und November war für die meisten Seenjahre erfüllt.

Bestimmung der Gesamtposphor (TP)-Konzentration von Wasserproben

Im vorliegenden Beitrag wird nicht auf die Bestimmung der TP-Konzentrationen aus den Langzeitdaten eingegangen, da die Analysen i. d. R. von akkreditierten Laboren durchgeführt werden, die gemäß gültiger DIN-Vorschriften arbeiten. Die LMBV hat ihre Anleitung zum Montanhydrologischen Monitoring publiziert (LMBV, 2019). Mit den TP-Analysen im Labor des Lehrstuhls Gewässerschutz der BTU sollten Datenlücken, die sich aus dem unerwartet großen Anteil von TP-Messwerten $< BG$ ergaben, verkleinert und Datensätze plausibilisiert werden.

Die Wasserproben für die eigenen Analysen wurden im Rahmen des laufenden Monitorings der LMBV im 4. Quartal 2019 und 1. Quartal 2020 durch die zuständigen Probenehmer abgefüllt. Weitere Wasserproben wurden während der Kampagne zur Sedimentuntersuchung im Sommer 2020 genommen. Die TP-Proben wurden sofort nach der Probenahme angesäuert und bis zur Analyse eingefroren, d. h. zu 1 ml 0,1 m H_2SO_4 , der in einer PE-Flasche vorgelegt war, wurden exakt 100 ml der unfiltrierten Wasserprobe hinzugegeben.

Die TP-Bestimmung im Labor des Lehrstuhls Gewässerschutz der BTU erfolgte in Anlehnung an DIN EN ISO 6878 (2004) durch oxidativen Aufschluss und anschließender photometrischer Bestimmung des gelösten Phosphors nach der Molybdänblaumethode. Besonderes Augenmerk wurde auf sorgsames Handling und die Reinheit aller verwendeten Geräte und Chemikalien gelegt. Die Probenflaschen und Laborgeräte wurden vor der Benutzung mindestens für 30 min mit verdünnter Salzsäure (konz. HCl 1:1 mit A. dest. verdünnt) behandelt und anschließend sorgfältig per Hand mit A. dest. neutral gespült, wobei für den letzten Spülgang stets warmes Reinstwasser verwendet wurde. Wenn möglich (z. B. für das Ansetzen der Kalibrierstandards) wurden Kunststoffgefäße verwendet, um eine Störung der Analyse durch Silikat zu minimieren. Die Aufschlussgefäße (25 ml-Glasvials, Deckel mit teflonbeschichtetem Septum) wurden vor der Verwendung zusätzlich mit einem Reinigungsaufschluss behandelt (16 ml Reinstwasser u. Aufschlussreagenz, anschließend Autoklavenbehandlung).

Für den TP-Aufschluss wurden 2,4 ml $Na_2S_2O_8$ -Lösung (4,404 g auf 100 ml Reinstwasser) in die Vials vorgelegt. (Es ist auf die Verwendung von P-freiem Peroxidisulfat und die korrekte Lagerung der Chemikalie im Kühlschrank zu achten.) Anschließend wurden 16 ml der Wasserprobe bzw. Reinstwasser (für Blindwertproben) oder Standardlösungen (Merck-Standard $1000 \text{ mg l}^{-1} PO_4^{3-}$; Verdünnungsreihe von 3 bis $21 \mu\text{g l}^{-1} P$; ebenfalls angesäuert) hinzugegeben. Die Aufschlussvials wurden fest verschlossen und für 3 h bei $120 \text{ }^\circ\text{C}$ im Autoklaven aufgeschlossen. Nach dem Abkühlen wurden zuerst 0,8 ml Ascorbinsäurelösung (2,5 g Ascorbinsäure in 25 ml Reinstwasser) und nach einer Wartezeit von 30 sec 0,8 ml saure Molybdatlösung zugeben. Anschließend wurde der Ansatz

gut durchmischt und nach 15 min die Absorption am Spektralphotometer bei 880 nm in einer 5-cm-Küvette gemessen. Als Leerwert diente eine mit Reinstwasser gefüllte Küvette. Damit wurde eine Nachweisgrenze von rund $2 \mu\text{g l}^{-1}$ und eine Bestimmungsgrenze von rund $5 \mu\text{g l}^{-1}$ erreicht.

Herstellung der Molybdat-Reagenz: Schwefelsäure (II) durch Verdünnen von konz. H_2SO_4 ($D=1,84$) im Verhältnis 1:1 mit Reinstwasser herstellen. 3,25 g Ammoniumheptamolybdat-Tetrahydrat $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$ in 25 ml Reinstwasser lösen. 17,5 ml Reinstwasser mit 57,5 ml Schwefelsäure (II) mischen und zur $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$ -Lösung hinzufügen. 0,0875 g Kaliumantimon (III)-oxidtartrat $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 0,5 \text{H}_2\text{O}$ in 25 ml Reinstwasser lösen und zur sauren Molybdatlösung hinzufügen und mischen.

Ergebnisse

Auswertung von Langzeitdaten

Abbildung 3 zeigt Boxplots der Jahresmittel der TP-Konzentrationen im Wasserkörper (P_{See}) für den Zeitraum 2010 – 2020, die auf Basis von Monatsmitteln berechnet wurden. Es sind Ergebnisse für die 42 TBS dargestellt, die nach der Meta-Analyse in die engere Auswahl für die Modellbildung gekommen waren. Die Seen sind nach den TP-Mittelwerten (viereckige Symbole) geordnet. Die TP-Konzentrationen lagen in alle Seen (bis auf 4 Ausnahmen) unterhalb von $20 \mu\text{g l}^{-1}$ (basierend auf den 75%-Perzentilen (Box)). Auch die 95%-Perzentile erreichten selten Werte über $30 \mu\text{g l}^{-1}$. Farblich hervorgehoben sind die Boxen der 24 Seen, die für die Modellbildung genutzt wurden. Dabei steht das hellere Blau für die Seen aus der Vorgängerstudie von Grüneberg et al. (2011, 2018) bzw. das dunklere Blau für die Seen, die durch das DBU-Projekt hinzugekommen sind. Da für einige TBS zwei Bilanzzeiträume vorlagen, konnten am Ende 29 Datensätze für die Modellbildung genutzt werden (Grüneberg et al. 2022).

Im linken Teil A der Grafik sind die Bestimmungsgrenzen für TP als orange Linien eingezeichnet. Sie war bei 56 % der betroffenen Datensätze mit $< 10 \mu\text{g l}^{-1}$ angegeben, bei 43 % mit $< 5 \mu\text{g l}^{-1}$. Die Angaben $< 5 \mu\text{g l}^{-1}$ stammten v. a. aus dem MHM der LMBV von 2010 bis 2017, erst danach wurde die BG mit $< 10 \mu\text{g l}^{-1}$ angegeben. Auch auf dem Datenportal des GLD Sachsen-Anhalt und vom LfULG Sachsen wurde die BG meist mit $< 10 \mu\text{g l}^{-1}$ angegeben. Ab 2017 hat das LfULG die Methodik auf ICP-MS umgestellt und erreicht ab diesem Zeitpunkt eine BG von $2 \mu\text{g l}^{-1}$. Leider fiel der Anteil von Seenjahren mit der geringeren BG im gesamten Untersuchungszeitraum nicht so stark ins Gewicht. Die Säulen im mittleren Teil B der Abbildung geben den prozentualen Anteil von Werten $< \text{BG}$ in den Rohdaten für den durchmischten Teil der Wassersäule an. Bei fast der Hälfte der untersuchten Seen lagen 50 % der Messwerte unter der BG. Dieser Anteil war in Seen mit geringen TP-Konzentrationen am größten und betrug bei 9 Seen sogar über 75 % (rote Linie), weshalb ein Teil der betroffenen Seen nicht für die Modellbildung genutzt werden konnte. Da Werte $< \text{BG}$ mit dem halben Wert der BG in die Berechnungen eingingen, ist eine Unterschätzung der TP-Konzentrationen zu vermuten.

Für die meisten Seen lagen auch Messwerte der Chlorophyll-Konzentration und der Sichttiefe vor, sodass der Trophie-Index nach LAWA (2014) berechnet werden konnte. Die Boxen in Abbildung 3 C geben die Variation zwischen den einzelnen Jahren aus dem Zeitraum 2010 – 2020 wider. Etwa zwei Drittel der ausgewählten TBS wiesen stabil oligotrophe Verhältnisse über die betrachteten zehn Jahre auf, 7 TBS mesotrophe. Nur die drei Speicher Knappenrode, Lobstädt und Witznitz sind eutroph. Da die meisten TBS dimiktisch sind, ist von einem mesotrophen Referenzzustand auszugehen.

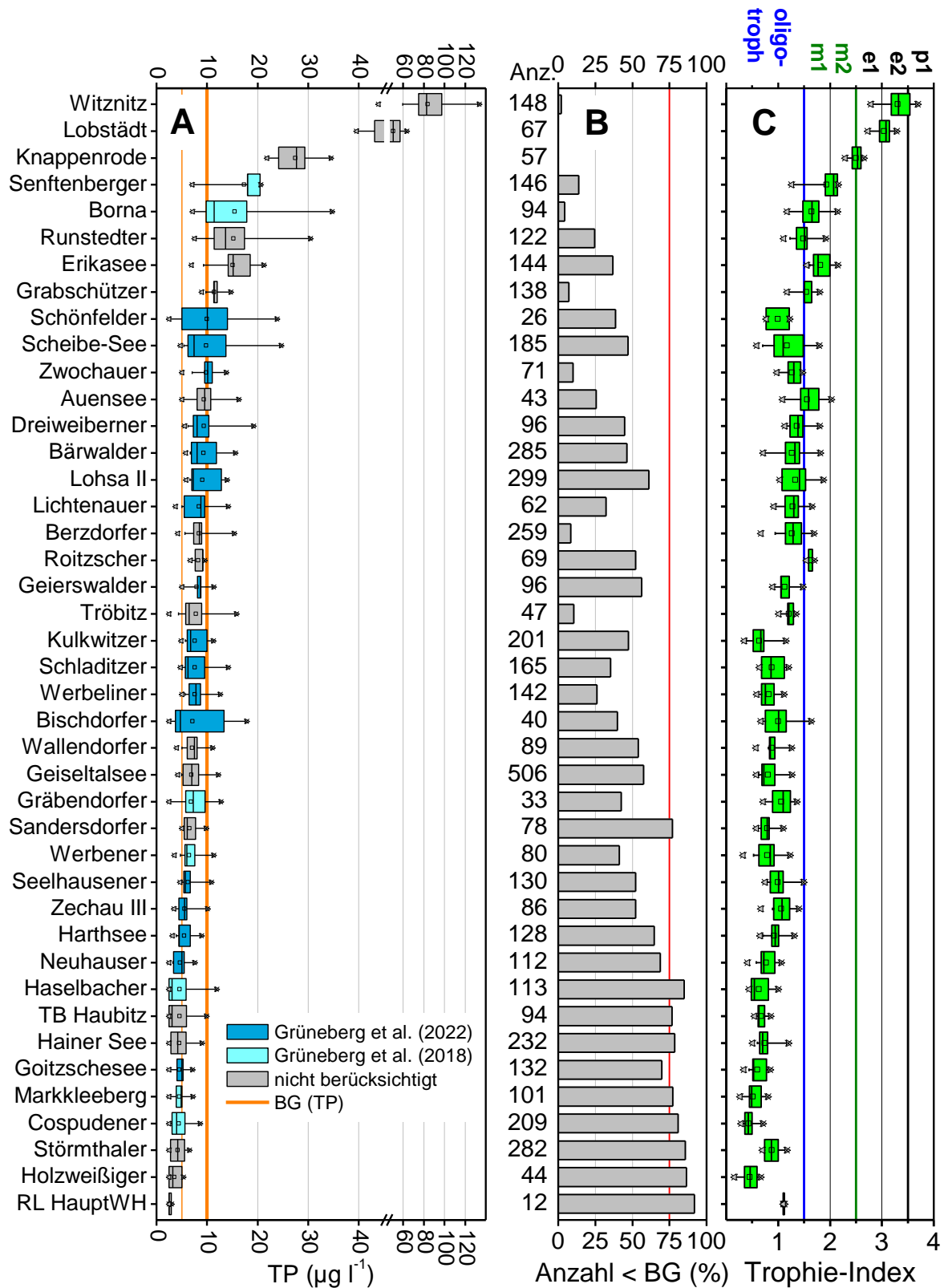


Abb. 3 A: Boxplots der Jahresmittel der TP-Konzentrationen im durchmischten Teil der Wassersäule für ausgewählte TBS 2010 – 2020, geordnet nach den Mittelwerten der TP-Konzentrationen (viereckige Symbole). Zur Farbe der Boxen siehe Text. B: Anteil von TP-Werten kleiner Bestimmungsgrenze (BG). Die BG war meist mit $< 10 \mu\text{g l}^{-1}$ bzw. $< 5 \mu\text{g l}^{-1}$ (orange Linien in A) angegeben. Die Zahlen an den grauen Säulen geben die Anzahl von Werten $< \text{BG}$ in den Rohdaten an. C: Trophie-Index nach LAWA (2014) als Mittelwert der Jahre 2010 – 2020.

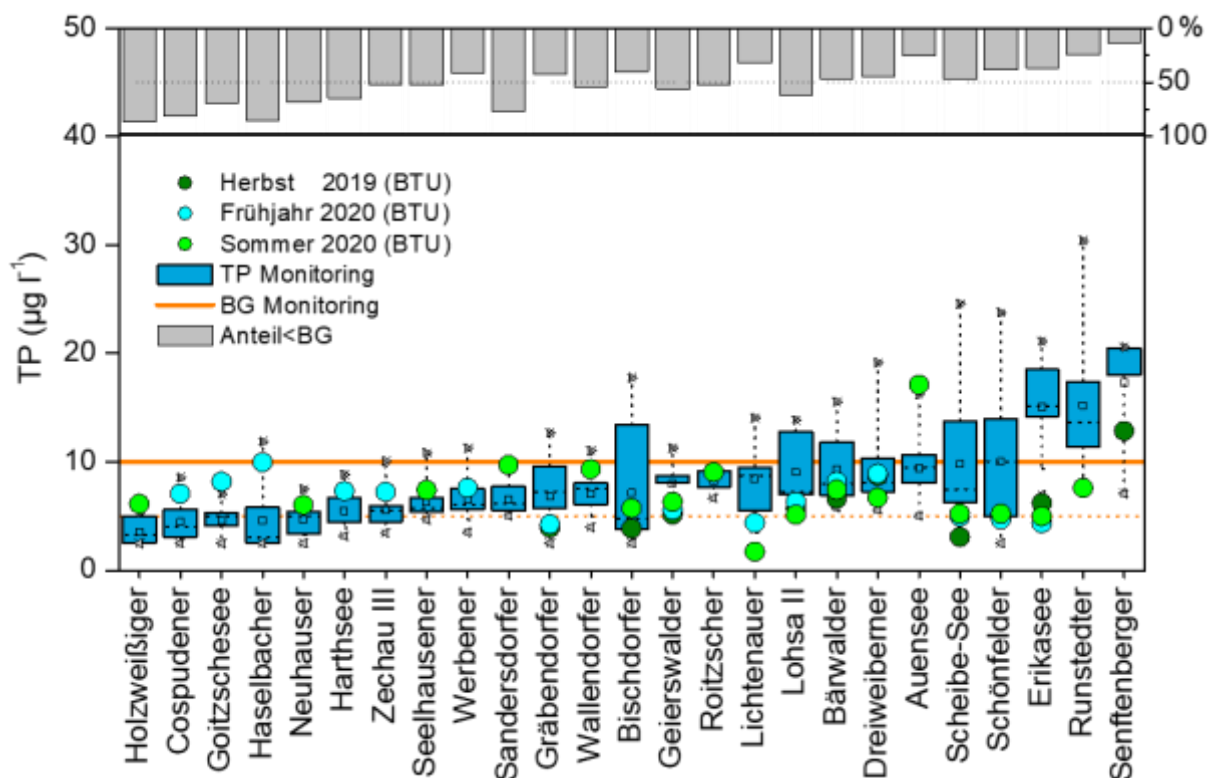


Abb. 4 Boxplots der TP-Konzentration (blau) sowie Anteil von Werten kleiner Bestimmungsgrenze (BG) (braun) aus Monitoringdaten für den Zeitraum 2010 – 2020 im Vergleich zu Messwerten von drei Kampagnen der BTU (Autoklavenaufschluss, Molybdänblaumethode).

Ergebnisse der eigenen TP-Bestimmungen

Die Messergebnisse der TP-Analysen der Kampagnen im Herbst 2019 und Frühjahr 2020 sowie im Sommer 2020 sind in Abbildung 4 als Punkte dargestellt. Sie wurden den Boxen mit dem Wert für P_{See} (vgl. Abbildung 3) aus den Langzeitdaten gegenübergestellt. Die eigenen Messwerte lagen im Spannungsbereich der Werte der für die Monitoringprogramme zuständigen Labore. Daher gingen sie gleichberechtigt in die P_{See} -Berechnung ein. Darüber hinaus war der Vorteil, dass die eigenen Messwerte als reale Zahlen angegeben waren und nicht der halbe Wert der Bestimmungsgrenze angenommen werden musste. Natürlich war auf Grund der verhältnismäßig geringen Anzahl der selbst generierten Messwerte ihr Gewicht im Langzeitmittel von bis zu zehn Jahren relativ gering.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Die Analyse von TP-Daten aus Langzeitmonitoringprogrammen der zuständigen Behörden haben ergeben, dass die meisten der untersuchten 42 pH-neutralen TBS der Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlenreviere geringe TP-Konzentrationen von unter $20 \mu\text{g l}^{-1}$ aufwiesen, meistens sogar unter $10 \mu\text{g l}^{-1}$. In Kombination mit den verfügbaren Daten von Chlorophyll-Konzentration und Sichttiefe wurde für 2/3 der Seen ein oligotropher Trophie-Index nach LAWA (2014) berechnet. Diese Ergebnisse unterstreichen den hohen ökologischen Wert dieser künstlich entstandenen Seen.

Der Schutz der pH-neutralen Tagebauseen vor übermäßigen Nährstoffeinträgen bei gleichzeitig hohem Nutzungsdruck ergibt die Notwendigkeit von verlässlichen Trophie-Prognosen, wobei die Zielgröße von Trophie-Modellen des Vollenweider-Typs i. d. R. die seeinterne P-Konzentration P_{See} ist. Für die Modellentwicklung im Rahmen des von der DBU geförderten Projektes „Phosphor-

Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen“ erwies es sich jedoch als hinderlich, dass ein Großteil der TP-Messwerte mit „kleiner Bestimmungsgrenze“ angegeben war. Auch wenn das eine analytisch richtige Angabe ist, so sind für mathematische Modellierungen echte Zahlenwerte notwendig und die Monitoringdaten für den Parameter TP somit nur bedingt brauchbar.

Daher wurden im Rahmen des Projektes eigene TP-Messungen durch oxidativen Aufschluss mit anschließender photometrischer Bestimmung des gelösten Phosphors nach der Molybdänblaumethode durchgeführt. Durch äußerst große Sorgfalt bei der Reinigung von Probegefäßen und Laborgeräten sowie beim Handling und Mehrfachbestimmungen konnte mit der per-Hand-Methode eine Nachweisgrenze von rund $2 \mu\text{g l}^{-1}$ und eine Bestimmungsgrenze von rund $5 \mu\text{g l}^{-1}$ erreicht werden.

Trotz der häufigen Angaben $< \text{BG}$ in den Monitoringdaten konnte eine gute Übereinstimmung der Spannweite der Messwerte zwischen den verschiedenen Laboren festgestellt werden. Die weitverbreitete photometrische P-Bestimmung kann im Monitoring eingesetzt werden. Es sollte jedoch eine BG von $5 \mu\text{g l}^{-1}$ gewährleistet werden, nicht zuletzt um Veränderungen der Wasserqualität von oligotrophen Seen frühzeitig wahrzunehmen, denn der oligo- bis schwach mesotrophe Trophiebereich sichert den sehr guten bis guten ökologischen Zustand nach EU-WRRL.

Als Alternative zu photometrischen Analysen steht das Verfahren der Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) zur Verfügung, mit dem BG um $2 \mu\text{g l}^{-1}$ erreicht werden können. Diese werden z. B. beim LfULG seit einigen Jahren erfolgreich eingesetzt. Denn je mehr die Nutzung der TBS in der nachbergbaulichen Phase in den Mittelpunkt rückt, desto wichtiger wird es, verlässliche TP-Konzentrationen gerade im oligotrophen Bereich zu bestimmen, die die Grundlage für die Überwachung und die Prognose der Wasserqualität bilden.

Danksagung

Die vorgestellten Untersuchungen fanden im Rahmen des Projektes: „Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen“ statt, das durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt gefördert wurde (Förderkennzeichen: AZ-34919/01 und AZ-34919/02, Projektlaufzeit: 1.10.2019 – 31.7.2022). Es war dem DBU-Förderthema 10: „Integrierte Konzepte u. Maßnahmen zu Schutz und Bewirtschaftung von Grundwasser und Oberflächengewässern“ zugeordnet.

Für die Bereitstellung von Daten danken wir der Lausitzer u. Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV), vor allem Herrn Dr. O. Totsche und Frau Dr. T. Endrulat, Frau E. Brode von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV) sowie Frau K. Jenemann vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG).

Für die Probenahmen bedanken wir uns bei der LUG Engineering GmbH, Büro Senftenberg, der Spezial- und Bergbau-Servicegesellschaft Lauchhammer mbH (SGL), dem Analytischen Labor Kittlitz, der IfUA Umweltberatung und Gutachten GmbH Bitterfeld sowie bei Thomas Gonsiorczyk vom Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Neuglobsow und Ingo Henschke von der BTU Cottbus-Senftenberg.

Frau Prof. B. Nixdorf gilt als Projektleiterin und kritische Leserin unser besonderer Dank.

Literatur

- DIN EN ISO 6878:2004-09 (2004): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004), 29 S.
- Grüneberg, B., Nixdorf, B., Leßmann, D. (2011): Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen. Studie, BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz.
- Grüneberg, B., Nixdorf, B., Leßmann, D., Rümmler, F. (2018): Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Band 50. 61 S.
- Grüneberg, B., Nixdorf, B., Rücker, J., Hildebrandt, I., Horn, A., Uhlmann, W., Hillecke, Y., Seiler, D., Petzoldt, T., Kneis, D., Gonsiorczyk, T., Hupfer, M. (2022): Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen. Abschlussbericht. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, AZ-34919/01 und AZ-34919/02: 91 S.
- 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.
- LMBV (2019): Merkblatt Montanhydrologisches Monitoring der LMBV mbH, Stand 2019. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- Verwaltungsgesellschaft mbH. 210 S.
- Vollenweider, R. A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83.

Feldsölle als Biodiversitäts-Hotspots – Eine Virtual Reality Tour.

Antje Stöckmann & Matthias Holzgreve

Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz, Schicklerstr. 5,
16225 Eberswalde

Keywords: Feldsölle, Biodiversität, Naturschutz, Agrarlandschaft, Wissenschaftskommunikation, Virtuelle Tour

Einleitung

Im Sommersemester 2022 wurde an der Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde im Rahmen einer Lehrveranstaltung eine Virtuelle Geländeübung als digitales Lehr- und Lernmodul erarbeitet. Thema der studentischen Arbeit waren Feldsölle und ihre Bedeutung als Biodiversitäts-Hotspots in der Agrarlandschaft (Böning et al. 2022a). Um dies zu visualisieren, wurde unter Einsatz einer 360° Kamera eine interaktive virtuelle Tour entlang von ausgewählten Feldsöllern erstellt (Böning et al. 2022b, [Link zur Tour unter Böning et al. 2022b](#)).

Die Tour ist eine Weiterentwicklung des als Folge der Corona-bedingten Einschränkungen im Sommersemester 2021 erarbeiteten Formates ‚Digitale Wissenschaftskommunikation - Die Lebenswelt des Fischotters als interaktives Storyboard‘ (Stöckmann & Holzgreve 2021a).

In diesem Beitrag wird das Storyboard der Tour zu den Feldsöllern unter Verwendung von Auszügen aus dem während der Jahrestagung gezeigtem Poster (Stöckmann & Holzgreve 2022) vorgestellt.

Vorgehensweise

Feldsölle sind ein typisches Element der Landschaft Brandenburgs. Sie sind in Senken in Offenland und Wald zu finden. Von Wasser geprägt, sind sie weniger als ein Hektar groß.

Sie sind wichtiger Lebensraum auch für in der Agrarlandschaft seltene Arten. Damit sind Feldsölle als bedeutsamer Teil der Kulturlandschaft anzusehen, der in der allgemeinen Öffentlichkeit jedoch bisher wenig Beachtung findet. Dies wurde zum Anlass genommen, digitale Bildungsmaterialien zum Thema Sölle zu erstellen. In der Tour sollen ökologische Charakteristika der Feldsölle und ihre Rolle als Biodiversitätshotspots in einer gleichförmigen Agrarlandschaft thematisiert werden.

Die Methode folgt der in der früheren Arbeit beschriebenen Vorgehensweise (Stöckmann & Holzgreve 2021b). Als Untersuchungsgebiet und Erfahrungsraum wurden vier einander benachbarte, jedoch unterschiedlich ausgebildete Feldsölle nahe Felchow, Uckermark, Brandenburg, ausgewählt. Auf der Grundlage der Geländearbeiten und Felderhebungen wurde eine virtuelle Wanderung entlang der Feldsölle (Böning et al. 2022a) erarbeitet. Das Format der Virtual-Reality-Tour ermöglicht dem Betrachter mittels 360°-Aufnahmen einen virtuellen Gang entlang der ausgewählten Sölle. Für jedes in der Tour angesteuerte Soll wurde ein charakteristisches ökologisches Leitthema herausgearbeitet.

Unter Verwendung der erhobenen Daten und des wissenschaftlichen Hintergrundwissens werden die Feldsölle als Biotope und Trittsteine im Biotopverbund in der Agrarlandschaft vorgestellt. Das angestrebte Ziel ist die Sensibilisierung der Betrachter für die naturschutzfachliche als auch für die sinnliche, die Lebenswelt von Feldsöllen betreffenden Ebene.



Abb. 1: Reh (*Capreolus capreolus*) in der das Soll umgebenden Feldflur (Wildkamera-Aufnahmen 10.5.-23.6.2022)

Das Storyboard

Nach einer Einführung zu Kontext, Inhalten, Autoren und Navigation startet die Tour mit der ersten Panoramaaufnahme des ‚Solls der Pioniere‘. Die Aufnahme ist wie auch bei den folgenden Söllen über der Mitte des Gewässers aufgenommen und ermöglicht einen Rundumblick auf das umliegende Ufer. Hinterlegt sind die Panoramen mit den aufgenommenen Umgebungsgeräuschen des entsprechenden Solls. Bei Drehung im Panorama verändern sich auch die Geräusche, wodurch eine realistischere Raumwahrnehmung entsteht. Neben dem Hauptpanorama gehört zu jedem Soll eine weitere 360°-Aufnahme, die eine andere Perspektive des Solls zeigt. Über ein Symbol ist zu jedem Soll eine Luftaufnahme zu erreichen, welche die Vegetationsentwicklung zu Anfang (Ende April) und zu Ende des Untersuchungszeitraumes (Ende Juni) nebeneinanderstellt.

Standort 1: Soll der Pioniere



Abb. 2: Haupt- und Nebenpanorama am Standort Soll der Pioniere (Soll 11)

In diesem Panorama werden schlammige Pionierfluren als Lebensraum vorgestellt und die Unterschiede z. B. zum Schilfröhricht am gegenüberliegenden Ufer herausgearbeitet. Außerdem wird ein Blick auf die Trittsiegel der Säugetiere im Schlamm geworfen, eine Wildtierkamera deckt einige der Verursacher auf. In einem Detail-Panorama am Ufer werden einzelne Pflanzenarten wie z. B. der Froschlöffel oder der Gift-Hahnenfuß vorgestellt.

*Standort 2: Soll der Musiker*innen*



Abb. 3: Haupt- und Nebenpanorama am Standort Soll der Musiker*innen (Soll 13)

Am Soll der Musiker*innen liegt der Fokus auf den Grünfröschen und ihrem Lebensraum im nährstoffreichen Schilfgürtel. Ein Detail-Panorama stellt weitere Bewohner des Schilfgürtels vor, beispielsweise Teichrohrsänger, die Stabwanze und die Larven des Tagpfauenauges.

Standort 3: Soll der Räuber*innen

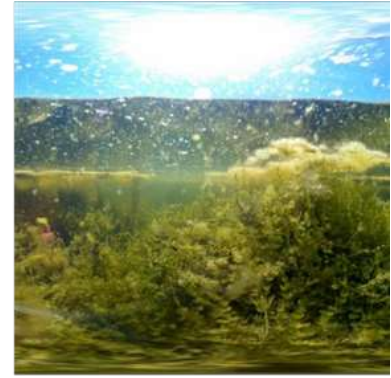


Abb. 4: Haupt- und Nebenpanorama am Standort Soll der Räuber*innen (Soll LE1)

An diesem Soll werden Libellen als wichtige Prädatoren vorgestellt. In einem Unterwasser-Panorama werden Räuber-Beute-Beziehungen unter der Wasseroberfläche näher beleuchtet, insbesondere die räuberischen Makroinvertebraten. Außerdem werden Braunkehlehen, Schwarzkehlehen, ein Dachsbau, weitere Aufnahmen der Wildtierkamera sowie ausgewählte (Wasser-)Pflanzen betrachtet.

Standort 4: Soll der Heimlichen



Abb. 5: Haupt- und Nebenpanorama am Standort Soll der Heimlichen (Soll FGM1)

An diesem vom Schilf überwachsenen Soll werden die Alterung von Gewässern thematisiert sowie potenzielle Auswirkungen des Klimawandels auf Kleinstgewässer diskutiert. Außerdem wird ein Blick auf die Gehölze am Ufer sowie auf einen brütenden Kranich geworfen. In einem Detail-Panorama werden der abgesunkene Wasserstand und das Mikroklima behandelt. Außerdem werden ausgewählte Pflanzenarten wie der Wasserfenchel vorgestellt.

Abschluss



Abb. 6: Luftbild mit eingezeichnetem zurückgelegtem Weg

In einem abschließenden 360°-Luftbild kann der zurückgelegte Weg eingesehen werden. Außerdem wird die aktuelle Landnutzung der umliegenden Ackerflächen anhand von Polygonen sichtbar gemacht. Am rechten Bildschirmrand ist ein Fortschrittsbalken eingeblendet, mit dem sich zum Schluss prüfen lässt, ob man alle Informationen angeklickt hat. Wurden noch keine 100 % erreicht, können die einzelnen Stationen über Icons auf dem Luftbild noch einmal besucht werden. Zum Abschluss wartet auf den aufmerksamen Besucher noch ein kleines Multiple-Choice-Quiz.

Ausblick

Exkursionen und Geländeübungen sind Kernelemente der anwendungsorientierten Hochschuldidaktik. In den naturschutzfachlichen und ökologischen Fächern bilden Sie als kontextsensitive Formate eine Brücke zwischen Wissenstransfer und kognitiver Erfahrung. Wie bei der ersten virtuellen Tour, „Digitale Wissenschaftskommunikation - Die Lebenswelt des Fischotters als interaktives Storyboard“ (Stöckmann & Holzgreve 2021a), gilt auch hier: Das vorgestellte Format zielt vorrangig auf den Einsatz in der Naturschutzbildung, gerichtet an ein Laienpublikum. Darüber hinaus ist es in der Hochschullehre und der allgemeinen Wissenschaftskommunikation verwendbar.

Unterschiedliche Landschaftsthemen verlangen jeweils nach einer ihnen eigenen Annäherung. Werden digitale Didaktik und Methodik hiernach ausgerichtet, kann ein immersiver Effekt durch die Tour erzeugt werden und ein vielschichtiges Verständnis der dargestellten Landschaften gefördert werden. Bei der Tour „Feldsölle als Biodiversitätshotspots“ ist dies erfolgsversprechend umgesetzt durch Zeitreihenluftbilder, 360°-Audioatmosphären, originelle Benennungen der Stationen und Symbole. Ebenfalls wichtige Elemente sind die auf die Umgebung ausgerichteten Tier- und Pflanzenportraits und eine thematischen Erzählstruktur, die die Stationen miteinander vernetzt. Gerade die letzte Station ist ein wichtiges abschließendes Erzählelement. Sie nimmt den Erzählstrang auf und gibt einen Überblick über die durchschrittenen Stationen sowie einen über die Tour hinausgehenden Ausblick.

Die Evaluation der Wirkungen solcher digital naturwissenschaftlich ausgerichteter Touren auf den Betrachter steht noch am Anfang. Erste Testeinsätze waren vielversprechend.

Danksagung

Die Virtuelle Tour entstand im Rahmen des Moduls „Feuchtgebietsmanagement“ im Masterstudiengang „Nachhaltige Regionalentwicklung: Bildung. Management. Naturschutz“. Sie wurde von Anton Böning, Patrick Enders, Till Ermisch, Marina Hager, Maximilian Hein, Karoline Kohlmeier, Leonard Lehmeier, Jennifer Salomon, Josephine Scheeler und Immo Wittgenfeld erarbeitet. Technische Unterstützung leistete das Team des Digital Innovation and Learning Lab der HNEE. Die Medien-Plattform wurde durch VR-EASY GmbH, Eberswalde, zur Verfügung gestellt.

Literatur

- Böning, Anton; Enders, Patrick; Ermisch, Till; Hager, Marina; Hein, Maximilian; Kohlmeier, Karoline; Lehmeier, Leonard; Salomon, Jennifer; Scheeler, Josephine; Wittgenfeld, Immo (2022a): Feldsölle als Biodiversitäts-Hotspots. Eine Virtual-Reality-Tour. Welche ökologischen Charakteristika kennzeichnen Feldsölle als Biodiversitätshotspots in einer gleichförmigen Agrarlandschaft und wie lassen sich diese darstellen? Unveröff. Projektbericht zum Modul Feuchtgebietsmanagement, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (Leitung Prof. Dr. rer. nat. Antje Stöckmann)
- Böning, Anton; Enders, Patrick; Ermisch, Till; Hager, Marina; Hein, Maximilian; Kohlmeier, Karoline; Lehmeier, Leonard; Salomon, Jennifer; Scheeler, Josephine; Wittgenfeld, Immo (2022b): Feldsölle als Biodiversitäts-Hotspots. Virtuelle Tour. Modul Feuchtgebietsmanagement, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (Leitung Prof. Dr. rer. nat. Antje Stöckmann). <https://vr-easy.com/tour/feuchtgebietsmanagement/220722-fgm/#pano=33>
- Stöckmann, A., Holzgreve, M. (2021a): Digitale Wissenschaftskommunikation - Die Lebenswelt des Fischotters als interaktives Storyboard, Poster bei der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Leipzig 2021
- Stöckmann, A., Holzgreve, M. (2021b): Digitale Wissenschaftskommunikation - Die Lebenswelt des Fischotters als interaktives Storyboard - Virtuelle Geländeübung in der Online-Lehre. Ergebnisse der Jahrestagung 2021 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Leipzig, 297-301
- Stöckmann, A., Holzgreve, M. (2022): Feldsölle - Eine interaktive Virtual-Reality-Tour (VR-Tour) über die Biodiversitätshotspots in einer gleichförmigen Agrarlandschaft. Poster bei der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Konstanz 2022

eDNA metabarcoding applicability for biodiversity assessment in a nature protection area

Vid Švara¹, Vanessa Berger^{1,2}, Daniel T. Dalton¹, Klaus Steinbauer^{1,2}, Michael Jungmeier¹

¹ UNESCO Chair for Sustainable Management of Conservation Areas, IT & Engineering, Carinthia University of Applied Sciences, Europastraße 4, 9524 Villach, Carinthia, Austria

² E.C.O. Institute for Ecology, Lakeside B07b, 9200 Klagenfurt am Wörthersee, Carinthia, Austria

Keywords: conservation, biodiversity, freshwaters

In the face of global change and biodiversity crisis, novel monitoring methods are gaining their importance in biodiversity assessment and preservation in protected areas (Dalton et al., 2021). In particular, the detection of species based on environmental DNA (eDNA) is gaining traction in biodiversity assessments as well as in conservation practices due to standardized, cost-effective, and user-friendly implementation (Pascher et al., 2022). eDNA-based biodiversity detection methods have especially large potential to be regularly implemented in biodiversity assessments and conservation actions of protected areas because species detection is based on non-invasive sampling of DNA from environmental samples like water, sediment, soil, air, or organic material. The method has a broad application scope with fast and comprehensive species identification (Taberlet et al., 2012).

Here, we present a case of biodiversity assessment based on eDNA metabarcoding approaches conducted in the frame of our project BioMONITec. We tested practical aspects of the eDNA metabarcoding method in protected wetland habitats with the aim of developing protocols that can be easily and efficiently used by nature protection area managers for biodiversity assessment. The main goal of this project is to test, develop, and transfer disruptive biomonitoring technologies into conservation practice. For this purpose, different activities are being conducted, including test runs and pilot actions applying novel biodiversity monitoring technologies and tools. The activities in the project promote implementation of available methods and workflows in the practical conservation of protected areas. To support these activities, three major products are being established: MoniConfig, an application containing information of monitoring tools, E-Toolkit, an online tool supporting technology selection for a specific monitoring, and MoniGloG, a biodiversity monitoring guideline prepared in collaboration with IUCN.

In several pilot actions and follow-up projects, the efficiency of different sampling eDNA based biodiversity assessment approaches is being tested. In the pilot actions at the River Drau in Villach and at GeoTag der Natur in the Biosphere Park Nockberge, sampling and DNA extraction method efficiency and applicability were tested. For the sampling approaches, water sampling using syringes and a pump was applied. The samples were extracted using three different eDNA extraction methods. Among these extraction by an eDNA analysis service provider (Sinsoma GmbH), a conventional DNA extraction kit (Qiagen Blood & Tissue Kit) and a fast kit (BentoLab Dipsticks) were tested. Time-, cost-, and outcome-efficiency of tested approaches were compared. The detected species numbers for the assessed habitats were determined and compared to samples acquired by single specimen barcoding and bulk sample metabarcoding approaches.

According to the detected species number, up to 17 fish species were detected in the Test run at the River Drau and Seebach (a tributary to the River Drau). The number of detected species was likely influenced by the conditions in the river as low number of species was detected at sites with turbid water. Different sampling methods yield equal number of detected species. In the detection of macroinvertebrates, significantly more species were detected at the site in Seebach. While in the Drau only up to three species were detected, up to 101 species were detected at sites from the tributary. The highest number of species was detected using syringe and self-assembled filtering kit with filter size of 25 mm and pore size of 0.45 μm . The variation in detected species number was relatively high, spanning from 57-68 detected species using syringe and from 56-101 detected species using the pump.

At the GeoTag der Natur in the Biospherepark Nockberge, different sampling techniques that can be applied in monitoring by the personnel of the park were tested. Thus, sampling with a syringe and a pump coupled with three methods of DNA extraction were tested. As a reference, single macroinvertebrate specimens were collected and barcoded. In addition, bulk samples of macroinvertebrates were collected. The sampling with syringes proved to be the most applicable for non-experts with limited access to special equipment. However, sampling is strenuous when many samples and larger water volumes are collected. Large amounts of waste are being produced when this type of water collection is applied. Sampling with the pump is faster when collecting several samples from the same locations and with large volumes of filtered water.

Regarding different DNA extraction approaches, company support was the most time- and sample-handling effective as only right sample storing needs to be done by the user. Using a quick DNA extraction kit, the extraction was fast and can be performed directly after sampling. However, larger chance for contamination, low DNA yields, and lower detected species numbers are expected. Finally, the extraction using conventional extraction kit was effective and cost efficient. However, certain basic equipment (e.g., laboratory with pipettes, centrifuge, thermo shaker) is needed to be able to perform such extraction, which may not be possible in most protected areas. With all the methods, sample replicates and controls are needed to provide reliable species lists for the monitored areas.

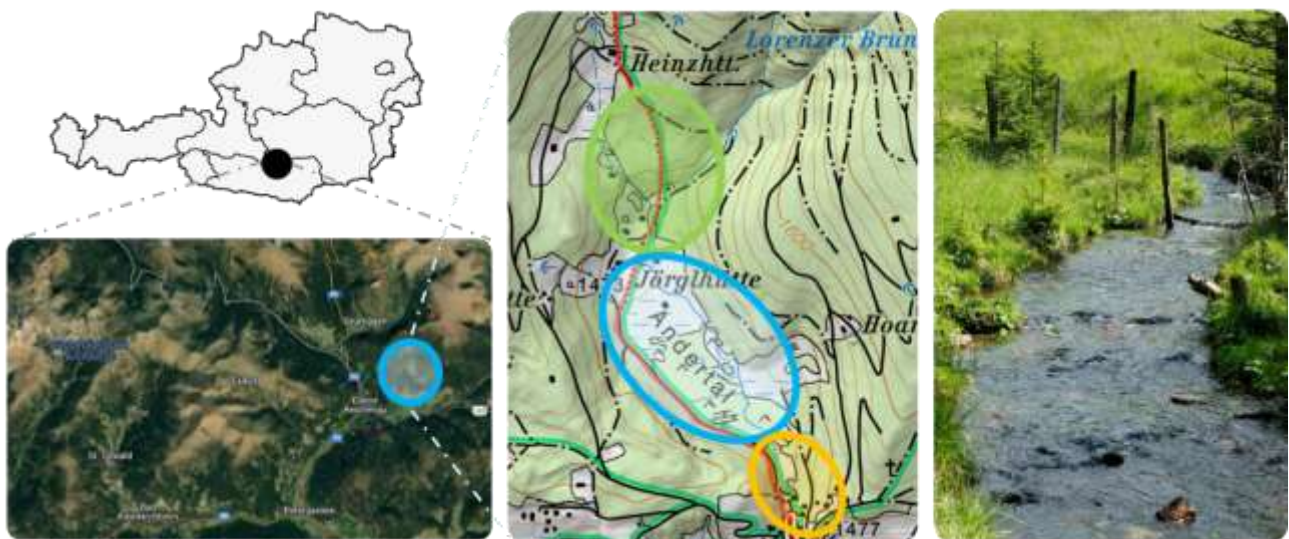
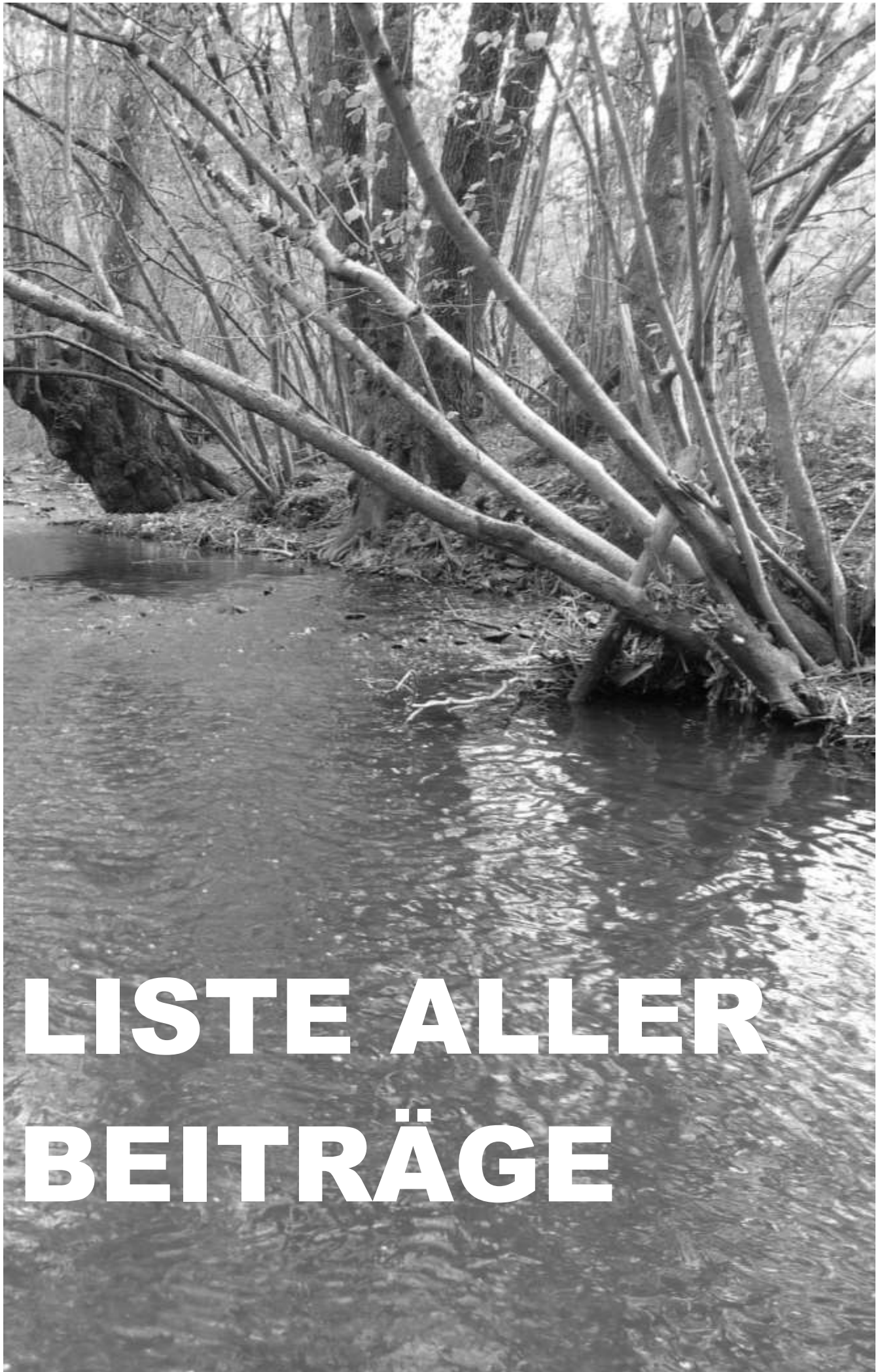


Fig. 1 Sampling area of the bog (blue) at the GeoTag der Natur at St. Lorenzen in Biospherepark Nockberge. Three different habitats before-, at-, and after the bog (green, blue, orange, respectively) were sampled. The photo on the right side shows the sampled stream in the protected area (Photo by Vid Švara).

Based on our sampling campaigns and acquired species lists, eDNA-methods offer many opportunities for application in conservation areas, especially in freshwater ecosystems. The possible applications of these methods with a focus on conservation areas were summarized in the publication by Pascher et al. (2022). Metabarcoding enables detection of a taxonomically broad species diversity, that is not necessarily limited on specific groups of organisms. Still, there is a need for guidelines that would help to implement novel methods for different monitoring purposes. Finally, personnel working in protected areas will need training to be able to prepare comprehensive sampling, perform eDNA sample collection and possible sample processing, and finally, to be able to correctly interpret the produced data and species lists.

Literatur

- Dalton, D. T., Pascher, K., Berger, V., Steinbauer, K., Jungmeier, M. (2021): Novel Technologies and Their Application for Protected Area Management: A Supporting Approach in Biodiversity Monitoring. In: Protected Area Management - Recent Advances: IntechOpen.
- Pascher, K., Švara, V., Jungmeier, M. (2022): Environmental DNA-Based Methods in Biodiversity Monitoring of Protected Areas: Application Range, Limitations, and Needs. *Diversity*, 14(6): 463.
- Taberlet, P., Coissac, E., Pompanon, F., Brochmann, C., Willerslev, E. (2012): Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding. *Mol. Ecol.* 21: 2045–2050.



LISTE ALLER BEITRÄGE

Die Abstracts aller Beiträge finden sich im Abstractband zur Jahrestagung 2022 auf der DGL-Homepage unter <https://www.dgl-jahrestagungen.de/archiv.html>

PLENARVORTRÄGE

Freshwater biodiversity in mediterranean climate regions: current status and future trends
Núria Bonada

Global change and biodiversity – a megafauna perspective
Sonja Jähnig

Sustainable water management under Global Change: What can be learned from monitoring data?
Daniel Hering

Herausforderungen, Maßnahmen und Erfolge der Wasserwirtschaft im Gewässerschutz, bei der Förderung der Biodiversität und der Anpassung an den Klimawandel
Mario Sommerhäuser

Freshwater biodiversity in mediterranean climate regions: current status and future trends
Kathrin Theissinger

Applied research of invasive species – Crucial for understanding their impact and providing practical solutions
Alexander Brinker

Freshwater biodiversity in mediterranean climate regions: current status and future trends
Mathias Kümmerlen

Invasive Quagga mussels potential change ecosystem functions in Lake Constance
Piet Spaak

VORTRÄGE NACHWUCHSPREIS

Not just temperature – How global warming affects drinking water reservoirs
Johannes Feldbauer, Thomas Petzoldt, Thomas U. Berendonk

The long-term effect of iron amendments on phosphorus retention in lake sediments
Lena Heinrich, Jan Dietel, Michael Hupfer

Warum fehlen Edelgase im Tiefenwasser des Kivu-Sees? Eine quantitative Analyse von Temperatureffekten gegen Ausgasung
Cornelis Schwenk

VORTRÄGE

Sensitivity of Invasive round goby and native European perch to anthropogenic stressors
Tobias Backström; Carola Winkelmann

Exposure to environmental stressors decreases the resilience of river microbial communities towards invasion by alien resistant bacteria
Kenyum Bagra; Thomas U. Berendonk; Gargi Singh; Uli Klümper

Oligotrophication and fish invasion effects on *Bosmina* trait dynamics
Marjohn Baludo; Dietmar Straile

Auswirkung reduzierter Talsperrenabgaben auf die Gewässergüte im Ruhr-Einzugsgebiet
Karin Banhold; Daniel Teschlade

Herleitung des Maßnahmenbedarfs zur Schaffung funktionsfähiger Lebensräume für die Fischfauna in den Fließgewässern Baden-Württembergs
Andreas Becker

Spring biodiversity monitoring in protected areas: Molecular tools as a non-invasive supplement to traditional approaches
Lucas Blattner; Stefanie Von Fumetti

Extreme gas pressures in lakes: the "killer" Lake Nyos (Cameroon) and Guadiana Pit Lake (Spain)
Bertram Boehrer

Assessing eDNA sampling for macroinvertebrates on species to index level
Jeanine Brantschen; Rosetta Blackman; Loïc Pellissier; Jean-Claude Walser; Florian Altermatt

Multiple stressor effects of deposited fine sediment, increased salinity and reduced flow velocity on the transcriptomic landscape of *G. fossarum*
Marie Brasseur; Vasco Elbrecht; Bianca Peinert; Romana Salis; Arne J. Beermann; Christoph Mayer; Florian Leese

Long-term monitoring of a heterogeneous karstic stream: Effects of hydrological changes through time on benthic diatom communities
Andrea Burfeid-Castellanos

Trait and compositional succession in natural phytoplankton communities
Domiziana Cristini; Lutz Becks

Massnahmen gegen die Einschleppung aquatischer Neobiota am Hallwilersee: Reinigungs- und Kontrollpflicht für Boote
Lukas De Ventura & Sylvie Flämig

Off-target effects in the ecology and evolution of aquatic viruses
Ana del Arco; Lutz Becks; Matthias Fischer

Auswirkungen eines Extrem-Hochwassers im Juli 2021 in Hagen (Westfalen) auf die Hydromorphologie und –biologie
Jörg Drewenskus

Mindscapes and Landscapes: Africa's New Urban Building Culture in A Changing Climate
Kirk B. Enuu, Aude Zingraff-Hameda, Divine O. Appiah, Stephan Pauleita

Historical environmental DNA to track the establishment and effect of neozoa
Laura Epp; Lisa Gutbrod; Yi Wang; Anan Ibrahim Martin Wessels

Diagnose und Management multipler Belastungen von Fließgewässern mit Bayesischen Modellen
Christian K. Feld, Marcin Penk, Michael Bruen, Mary Kelly-Quinn, Katharina Rettig, & Daniel Hering

Warm or anoxic? Managing climate effects on drinking water reservoirs
Johannes Feldbauer; Thomas Petzoldt

Ongoing gene flow in riparian plant metapopulation at the catchment scale
Sabine Fink, Gregory Egger, Martin Schletterer & Christoph Scheidegger

Food quality impacts on life history traits of a freshwater calanoid copepod
Patrick Fink; Jessica Titocci

Microphytobenthos in small agricultural streams: Community structure and Pollution induced community tolerance
Franziska Fiolka; Martin Krauss; Hannah Schäfer; Floriane Larras; Bastian Polst; Olof Berglund; Mechthild Schmitt-Jansen

The microbial community composition of corrosive biofilms in German waterways
Annika Fiskal; Lipi Raghunatha Reddy; Andreas Schüttler; Sven-Erik Wulf; Jutta Meier; Helmut Fischer

About the symbiotic nature of *Paramecium bursaria* and *Choricystis* – the role of the symbiont
Felicitas E. Flemming; Birgit Süssenbach; Thomas Pröschold; Martina Schrallhammer

Phenotypic Plasticity and Community Functions
Dr Sabine Flöder; Birte Matthiessen

Spatial heterogeneity in Lake Constance: Changing in underwater lakescape shaped by submerged macrophyte composition in the last decades
Gunnar Franke; Sophia Deinhart

Depth preferences of european catfish (*Silurus glanis* L.) in a deep pre-alpine lake.
Matthias Fromherz

Mysterious ciliates: seasonally recurrent and yet hard to predict
Ursula Gaedke; Nadja Kath; Mridul Thomas

Verbreitung von Neozoen am Niederrhein – Globale Veränderungen, Klimawandel und Wasserqualität im Spiegel regionaler Datenreihen
Carmen Gallas; Vanessa Meinert; Daniela Lud

Saisonalität von parasitären und saprotrophen zoosporischen Pilzen: Verknüpfung von Sequenzdaten mit ökologischen Eigenschaften
Silke Van den Wyngaert; Lars Ganzert; Keilor Rojas-Jimenez; Maiko Kagami; Christian Wurzbacher; Hans-Peter Grossart

Wie langwirkend ist die hohe Phosphorretention von Tagebauseen?
Björn Grüneberg; Brigitte Nixdorf; Jacqueline Rücker; Thomas Gonsiorczyk; Michael Hupfer; Wilfried Uhlmann; Dirk Seiler; Yvonne Kreutziger; David Kneis; Thomas Petzoldt; Adrian Horn; Ina Hildebrandt

Nachweis natürlicher Reproduktion der stark gefährdeten Flussperlmuschel im sächsischen Vogtland – Erfolg von 20 Jahren Nachzuchtprogramm
Felix Grunicke; Christoph Köbsch; Alexander Erdbeer; Steffen Kunze; Luisa Kauert; Thea Hose; Thomas Berendonk

Influence of lateral connectivity on floodplain vegetation along the Elbe River

Christian Hecht, Daniel Hering, Peter Horchler, Mandy Hoyer, Kathrin Januschke, Ute Susanne Kaden, Georg Rieland, Andrea Rumm, Franziska Struller, Arnd Weber & Mathias Scholz

A monitoring strategy for the development of gravel pit lakes - adaptations of zooplankton to the occurrence of fish

Lisa Heermann; Ulrich Werneke; Jost Borcharding

Temperature and species competition drive co-limitation of light and nutrients in phytoplankton

Anna Lena Heinrichs; Anika Happe; Apostolos Koussoroplis; Helmut Hillebrand; Maren Striebel

The use of machine learning in the classification of algal phenotypes in mixed populations

Ruben Hermann; Lutz Becks

DECIDE – Entwicklung und Evaluierung eines ökotoxikologischen, wasserrahmenrichtlinienkonformen Bewertungssystems für Fließgewässer

Sebastian Heß, Thomas Bing, Peter Ebke, Delia Hof, Matthias Oetken & Andrea Sundermann

Blick in die Zukunft (BLIZ): Einfluss von Temperaturerhöhung und Trübung auf die Makrophytenentwicklung

Markus Hoffmann; Anne Lewerentz; Uta Raeder

Temporal changes in the roles of species sorting and diversification determine community dynamics

Julius Hoffmann; Shane Hogle; Teppo Hiltunen; Lutz Becks

Immissionsorientierte Feinsedimentuntersuchungen in den Lachsgewässern von NRW

Sven Holl; Frederike Kroll; Thomas Zumbroich

Automated microscopy and AI-based image analysis of algae and phytoplankton using Molecular Devices high content solutions

Christian Holz

Context dependency in a ciliate-algae endosymbiotic interaction

Elena L. Horas; Sarah M. Metzger; Barbara Platzer; Joseph B. Kelly; Lutz Becks

ADAPT - Towards understanding the role of evolutionary adaptation in multiple stress responses of keystone aquatic taxa

Kamil Hupalo; Daniel Grabner; Florian Leese

Spontane Eutrophierung des Stechlinsees: Welche internen Mechanismen steuern die hohe saisonale Phosphordynamik im Wasserkörper?

Michael Hupfer; Lena Heinrich; Thomas Gonsiorczyk

Management of small lotic waterbodies and its consequences for the ecological value: a survey referring to German authorities

Isabelle Idilbi (geb. Immerschitt); Axel Ssymank; Andreas Martens

Societal co-benefits of river restoration: what social media can tell us

Nina N. Kaiser; Nadine Gerner; Christian K. Feld; Stefan Stoll

Can DNA metabarcoding replace traditional methods for biodiversity assessment?

François Keck; Rosetta Blackman; Raphael Bossart; Jeanine Brantschen; Marjorie Couton; Samuel Hürlemann; Dominik Kirschner; Nadine Locher; Heng Zhang; Florian Altermatt

Multiple keys to one lock: the role of molecular exaptation in novel intracellular endosymbiosis

Joseph Kelly; Manuela Spagnuolo; Lutz Becks

Digital diatom analysis – Large scale imaging, semi-automated morphometry, manual annotation and deep learning

Michael Kloster; Andrea Burfeid Castellanos; Bánk Beszteri

Phosphorus retention in non-acidic post mining lakes: The challenge of trophic state prediction

David Kneis; Thomas Petzoldt; Jacqueline Rücker; Brigitte Nixdorf; Björn Grüneberg

A shift from induced to evolutionary defense determines the dynamics of a microbial predator-prey system

Magali de la Cruz Barron; Ellen van Velzen; Uli Klümper; Markus Weitere; Thomas U. Berendonk; David Kneis

Approaches to evaluate spring habitats and communities for nature conservation

Daniel Küry; Pascal Stucki; Emmanuel Contesse; Christian Imesch; Alberto Conelli

Individual trait and fitness variation in a phytoplankton population across eutrophic and re-oligotrophic periods

Richard Lambrecht; Lutz Becks

Daphnia pulex populations: Influence of anthropogenic stressors and predation pressure on trait variation and genotypic variability

Christian Laumen; Ralph Tollrian; Kathrin P. Lampert; Linda Weiss

Neue Herausforderungen durch die Energiewende für den Gewässerschutz in Deutschland – Gewässerthermie und schwimmende Photovoltaik

Dieter Leßmann

Predicting combined stress effects

Matthias Liess

Ecology, death (by lysis) and evolutionary history – Viral infections in phytoplankton communities and *Ostreococcus* sp. from the Western Baltic Sea

Luisa Listmann; Elisa Schaum

Submersible Microalgae Sensor with Activity Measurement

Detlev Lohse

11years of post-restoration studies: community composition changes in streams in a forested landscape

Armin Lorenz

Does personality have an effect on bait selectivity of Northern Pike (*Esox lucius*)?

Jorrit Lucas; Albert Ros; Jürgen Geist; Alexander Brinker

Artificial plastic aging as a framework for microplastics ecotoxicity evaluation

Marcus Lukas; Maria Kittner; Korinna Altmann; Tanja Kremer; Rebecca Kochmann; Lisa Isernhinke; Ulrike Braun

A new tool in the toolbox: Evaluating the potential of DNA metabarcoding for monitoring macroinvertebrates and diatoms in regulatory context

Till-Hendrik Macher; Jens Arle; Arne Beermann; Jan Koschorreck; Demetrio Mora; Jonas Zimmermann; Florian Leese

Are micropollutants dominating the macroinvertebrate response to multiple stressors? First results from two lowland catchments in North Rhine-Westphalia

Nele Markert, Barbara Guhl & Christian K. Feld

Discovery of *Hislopia prolixa* Hirose & Mawatari, 2011 in the Upper Rhine River near Karlsruhe – first record for Europe (Bryozoa: Ctenostomata)

Karsten Grabow, Gerhard Schoolmann & Andreas Martens

Methane oxidation dominates over methane production in oxic water layers of lakes

Karla Martínez Cruz; Frederic Thalasso; Frank Peeters

Prädation des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf Fische in einem Winterquartier an der Nister

Daniela Mewes, Michael Götten, Carola Winkelmann, Dirk Hübner

Etablierung von eDNA-Metabarcoding-Ansätzen zur Erfassung der Biodiversität des Phytoplanktons und des Phytobenthos zur ökologischen Bewertung an Bundeswasserstraßen

Demetrio Mora; Julia Kleinteich; Helmut Fischer; Sascha Krenek

EffektMon: Evaluating the effects of pollutants on water ecology with effect-based monitoring methods

Ariane Moulinec; Thomas Bing; Peter Ebke; Sarah Hoerchner; Matthias Oetken; Andrea Sundermann

Analyse der ökologischen Belastungen durch Fahrgast- und Freizeitschiffahrt auf Seen in Deutschland: Erste Ergebnisse des DBU-Projektes SuBoLakes

Darshan Neubauer, Ralf Köhler, Ole Lessmann, Jörg Ostendorp, Wolfgang Ostendorp, Frank Peeters

Suitability of Natura 2000 sites for threatened freshwater species under projected climate change

Sarah Oexle; Timo Basen; Christoph Chucholl; Albert Ros; Alexander Brinker

Variable ripple migration velocity shapes heterotrophic community structure but does not influence community metabolism

Anna Oprei; Insa Franzmann; Hayoung Lee; José Schreckinger; Michael Mutz; Ute Risse-Buhl

The impacts of phenotypic evolution for metacommunity diversity and structure

Jelena Pantel

Looking closer at recolonization processes: Habitat development and species arrival drive succession of the benthic invertebrate community following stream restoration

Svenja Pfeifer; Daniel Hering; Armin Lorenz

Ecological Status of Ternscher See (North Rhine-Westphalia, Germany) and its Phyto- and Zooplankton Communities

Mariya Poryazova; Bettina Zeis; Elisabeth I. Meyer

Das wissenschaftliche Wasserkraft-Memorandum von 2021 und seine Rezeption

Martin Pusch

Consequences of nitrogen and phosphorus limited autotrophs for herbivores growth: an experiment testing co-limitation theory in the plankton community context

Andrea Redoglio; Kassandra Radtke; Erik Sperfeld

Von Symptomen und Ursachen - Diagnose in der Fließgewässerökologie

Katharina Rettig; Renate Semmler-Elpers; Daniel Hering; Christian K. Feld

Indirect evolutionary facilitation in a predator-prey system

Tom Réveillon; Lutz Becks; Ursula Gaedke

Life in a tumbling world - Microbial community structure and function in migrating streambeds

Ute Risse-Buhl; Anna Oprei; Jose Schreckinger; Michael Mutz

Indirect effects of abiotic conditions slow down eco-evolutionary dynamics of host and virus

Johanna Roller; Lutz Becks; Philine Feulner; Kai Lohbeck; Guérolé Le Pennec

Stocking with parasite pre-exposed brown trout to immunise feral trout populations to Proliferative Kidney Disease.

Albert Ros; Jan Baer; Alexander Brinker

Effects of the fungicide azoxystrobin and wastewater effluent on microbial communities and the key shredder *Gammarus fossarum* Koch, 1836

Astrid Rutzer; Andreas Bruder; Stefanie von Fumetti

A non-invasive eDNA metabarcoding time series analysis provides phenological insights into stream invertebrate community dynamics

Mandy Sander; Dominik Buchner; Arne Beermann; Martina Weiss; Beatrice Kulawig; Peter Haase; Florian Leese

Suicidal cell death as a survival strategy by green algae

Lutz Becks; Santosh Sathe

Modernes Lehren und Lernen in der Limnologie: Beispiel einer digitalen Lehreinheit zur Biodiversität der Protisten

Anja Scherwaß; Jana Müller

Stream food web restoration: The recovery trajectory from open sewers to mature urban streams

Alexandra Schlenker; Mario Brauns; Patrick Fink; Armin Lorenz; Anna Tausch; Markus Weitere

Habitats and macrozoobenthos in beaver-influenced low mountain streams with special focus on beaver dams

Sara Schloemer

Rotifer response to oligotrophication, warming and stickleback invasion

Sabine Schmidt-Halewicz; Karl-Otto Rothhaupt; Dietmar Straile

A multiple-line of evidence approach to assessing the toxicological potential and ecological impacts of agricultural run-off in small streams

Mechthild Schmitt-Jansen; Floriane Larras; Hannah Schäfer; Thorsten Reemtsma; Matthias Liess; Stefan Lips; Bastian Polst

Mikroplastik im Wasser – Modellexperimente für die Umweltbildung und einen interdisziplinären Unterricht in den naturwissenschaftlichen Fächern

Wolfgang Schmitz

Benefits of multifunctionality in Floodplain Restoration: An ecosystem service approach to assess the Case Study “Lebendige Luppe” - Restoration Project in Leipzig’s Urban Floodplain Forest (Elbe Catchment/Germany)

Mathias Scholz

Quellschutz in der Praxis – Aktivitäten des LBV zu Optimierung und Erhalt von Quellstandorten in Bayern

Eva Schubert, Ralf Hotzy & Malvina Hoppe

Effects of multidimensional light fluctuation on phytoplankton growth and community structure

Brian Schulze; Nils Hintz; Maren Striebel; Alexander Wacker

Effects of agricultural land use on river biota – a meta-analysis

Christian Schürings; Christian Karl Feld; Jochem Kail; Daniel Hering

Monitoring the ‘ecological reanimation’ of a stream: environmental DNA metabarcoding time series at the river Emscher

Robin Schütz; Till-Hendrik Macher; Arne Beermann; Florian Leese

Investigations concerning a population of *Chondrostoma nasus* in the river Nidda, Hesse

Louis Sollinger

Cyanobacteria-mediated food quality affects responses of *Daphnia magna* life history traits and heat tolerance to elevated temperature

Jana Sarrazin; Erik Sperfeld

Life in beaver dams - A study focusing on macroinvertebrates in beaver dams in a lowland region in Germany

Hannah-Marie Stappert; Armin Lorenz

Predator mediated feedback effects in natural plankton communities

Maria Stockenreiter; Rosalie Krause; Patrick Fink; Herwig Stibor

Response of the pelagic food web to stickleback habitat expansion in Lake Constance

Dietmar Straile; Pia Mahler; Sabine Schmidt-Halewicz; Angelika Seifried; Karl-Otto Rothhaupt

Environmental stoichiometry mediates phytoplankton diversity effects on communities’ resource use efficiency and biomass

Maren Striebel; Miriam Gerhard; Alexandra Schlenker; Helmut Hillebrand

Effects of lateral floodplain connectivity on biodiversity: high connectivity is associated with near-natural communities of flora and fauna in the floodplain

Franziska Struller; Christian Hecht; Daniel Hering; Mandy Hoyer; Kathrin Januschke; Georg Rieland; Andrea Rumm; Mathias Scholz; Arnd Weber; Peter Horchler

Theoretical implications on the energetic role of parasites and its benefits for the ecosystem

Patch Thongthaisong; Minoru Kasada; Hans-Peter Grossart; Sabine Wollrab

Flow reduction and biodiversity decline affect periphyton structural and functional characteristics

Flavia Tromboni; N.C. Játiva-Guzmán; A. Maasri; S. Bernal; S. Mohr; S.C. Jähnig; A.H. Frank; J.A.C Barth; M. Dordoni; S. Chandra; C. Seitz; H.P Grossart

Man-made pond networks as a restoration measure for wetland biodiversity

Karina van der Zon; Corinne Grac; Jean-Yves Georges; Johannes Meka; Mihails Pupins; Arturs Skute; Kathrin Theissinger; Isabelle Combroux

Unintended consequences: how biomass-trait feedbacks can limit the benefits of phenotypic plasticity

Ellen van Velzen; Nadja Kath; Ursula Gaedke

Etablierung eines Klimawandelmonitorings an Quellen in den bayerischen Mittelgebirgen

Sebastian Vogel

The usage of a zooplankton digitization software to study plankton dynamics in freshwater fisheries

Christian Vogelmann; Maxim Teichert; Michael Schubert; Andreas Martens; Sabine Schultes; Herwig Stibor

PHOENIX See: Die Folgen des Starkregenereignisses im Juli 2021 für den See und seine Ökologie

Patrick Volkens; Meike Wilbertz, Andreas Petruck & Thomas Korte

Biodiversität, Nutzung und Schutz von Quellen im Biosphärengebiet Schwarzwald

Stefanie von Fumetti; Daniel Küry; Christoph Huber; Karolin Gums

Ecosystem Services of free flowing rivers: A case study from the EU-LIFE Project “Living Lahn”

Stephan von Keitz; Dietmar Mehl; Christian Albert; Alexandra Dehnhardt

Predicting phytoplankton community composition under top-down control based on position in trait space

Phuong-Anh Vu; Lutz Becks

Light fluctuations: Phytoplankton community responses in fatty acid profiles

Alexander Wacker; Vanessa Marzetz

Decision-making in urban hydroscape management: comparing the degrees of project sophistication and citizen participation

Karl M. Wantzen; Yixin Cao; Alvin Vazhayil; Raita M. Bala; Chaozhong Tan

Effects of lateral floodplain connectivity on biodiversity: Which environmental factors related to connectivity could characterize biodiversity in the River Elbe floodplain?

Arnd Weber; Mandy Hoyer; Daniel Schwandt; Gerd Hübner; Christian Hecht; Georg Rieland; Ute-Susanne Kaden; Andrea Rumm; Franziska Struller; Kathrin Januschke; Daniel Hering; Peter Horchler

Ecological effects of recreational boating activities on freshwater ecosystems

Benjamin Wegner, Christian Wolter

Spatial distribution strategies in single-species systems – Experiments with the ciliate *Tetrahymena pyriformis*

Johannes Werner, Hartmut Arndt

The role of benthic invertebrates in river biomanipulation – a driving force or passively benefiting?

Carola Winkelmann; Madlen Gerke; Daniela Mewes; Dirk Hübner; Roman Fricke; Susanne Worischka

On-line measurement of the impact of combined sewer overflows in small waterbodies

Maike Wissing, Jürgen Mang, Andreas Petruck & Mario Michael Sommerhäuser

How to model horizontal diversity in complex systems?

Laurie Wojcik; Christian Guill; Toni Klauschies; Ellen van Velzen; Ursula Gaedke

Revealing phytoplankton population and selection dynamics to assess mechanisms of adaptation towards climate change

Klara Wolf; Clara Hoppe; Björn Rost; Florian Leese; Uwe John

Transport of nutrients and phytoplankton biomass along river-connected lake systems

Sabine Wollrab; Stella Berger; Jens Nejtgaard; Hans-Peter Grossart; Franz Hölker; Andreas Jechow; Christine Kiel; Katrin Kohnert; Igor Ogashawara; Gabriel Singer; Jürgen Fischer; Thomas Ruhtz; Peter Gege; Stefan Plattner; Torsten Sachs; Gunnar Lischeid;

Competition-driven divergence in heterogeneous environment

Zhijie Zhang; Lutz Becks

Erfassung benthischer Diatomeen mittels DNA-Metabarcoding und Lichtmikroskopie als Effektmonitoring zur Überwachung von Oberflächengewässern unterhalb von Klärwerken

Jonas Zimmermann; Petra Werner; Antje Köhler; Demetrio Mora

POSTER

Evaluierung von Renaturierungsmaßnahmen in hessischen Fließge-wässern anhand biologischer Qualitätskomponenten

Katharina Bach, Sarah Hörchner, Ariane Moulinec, Matthias Oetken, Andrea Sundermann

Urban river restoration under China's Sponge City program and their socialecological impacts

Yixin Cao, Karl M. Wantzen

Ecoevolutionary feedbacks of phenotypic plasticity in monoclonal tritrophic systems

Verena Bamberger

eDNA analysis as an effective tool for assessing the distribution and taxonomic status of endangered and cryptic living spined loaches (genus: *Cobitis* L.) in south-western Germany.

Patrick Bartolin; Samuel Roch; Alexander Brinker; Laura S. Epp

Changes in fossil chironomid and cladoceran assemblages along water depth gradients

Simona Breu; Oliver Heiri

Hydrogeochemie von Schwarzwaldquellen aus Deutschland: Einblicke aus physikalischen und hydrogeochemischen Parametern, stabilen Isotopen und Makroinvertebraten

Thomas Dürrenberger, Stefanie von Fumetti

Bedeutung der Gewässerstruktur für den ökologischen Zustand des Makrozoobenthos in Abhängigkeit der Abschnittslänge

Adrien Jérémie Flammang, Sebastian Heß, Andrea Sundermann

Online Biomonitoring of water quality and fish health with the Multispecies Freshwater Biomonitor (MFB)

Almut Gerhardt

Neu im Flussgebiet der Oker – Aktuelle Vorkommen von *Taeniopteryx schoenemundi* (Insecta: Plecoptera) in der Region Braunschweig

Diana Goertzen, Angelina Teichrib & Martin Hoetmer

The development of water quality and properties due to environmental changes – An analysis of chemo-physical and biotic long-term data of the Wahnbach Reservoir

Lea Hahn, Gabriele Packroff, Jutta Meier & Werner Manz

Umsetzung und Evaluation von Schutzmaßnahmen zur Rettung der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) im Rahmen des Verbundprojektes MARA

Thea Hose; Felix Grunicke; Luisa Kauert; Christoph Köbsch; Thomas U. Berendonk

Effect-Based monitoring in the Schwarzbach River, Hesse

Sonja Hoxha, Peter Ebke, Gustav Glock, Delia Hof, Aleksandra Jurewicz, Jörg Oehlmann, Andrea Sundermann, Matthias Oetken

Das Fischliftsystem Baldeney

Christian Huber; Markus Kühlmann

Modellierung von Schwermetallen und Arsen in der Elbe bei extremem Niedrigwasser

Gerd Hübner, Daniel Schwandt & Jens Wyrwa

Reconstructing Holocene vegetational changes and early anthropogenic impacts on Lake Constance communities

Anna Luiza Jaime Chagas; Elena Marinova Wolff; Laura Epp

DECIDE-Ökotoxikologische Bewertung von Fließgewässern im Hessischen Ried

Aleksandra Jurewicz, Peter Ebke, Gustav Glock, Delia Hof, Sonja Hoxha, Andrea Sundermann, Jörg Oehlmann & Matthias Oetken

Die große Bedeutung der kleinen Gammariden beim Laubabbau

Luisa Kauert; Ulrike Haase; Mario Brauns; Thomas U. Berendonk

Mehrskaliges Monitoring von Cyanobakterienblüten in der Mosel durch fernerkundliche und in situ Methoden

Franziska Klotz; Svea Krikau; Christopher Nicholls; Marco Herrmann; Thomas Hoffmann; Helmut Fischer; Tobias Brehm; Björn Baschek; Julia Kleinteich

Flussperlmuschel-Monitoring mittels eDNA: Variabilität der DNA-Abgabe und Detektionswahrscheinlichkeit

Bernhard Stoeckle; Meike Koester; Ralph Kühn; Jürgen Geist

Evaluation of the ecological status of the river Danube and its floodplain in Germany through implementation of the macrozoobenthos-based assessment by Graf and Chovanec (06)

Olga Kolychalow & Franz X. Schöll

Trophic improvements in the epilimnion are reflected by the colonisation of lakes by phototrophic sulfur bacteria

Anouk Kruschinski; Jacqueline Rücker; Brigitte Nixdorf

Potential of eDNA as a tool to track waterbird populations in Lake Constance and surrounding

Rebecca Kühner; Gernot Segelbacher; Laura Epp

15,000 years of aquatic invertebrate assemblage changes in two Swiss lowland lakes (Bichelsee and Hüttwilersee)

Pierre Lapellegerie; Simona Breu; Fabian Rey; Lucia Wick; Oliver Heiri

Das TrendDNA-Projekt: Dem Biodiversitätswandel auf der Spur mit der Umweltprobenbank (UPB) des Bundes

Florian Leese, Robin Schütz, Miklós Bálint, Arne J. Beermann, Cecilia Díaz, Elke Eilebrecht, Bernd Göckener, Steffen U. Pauls, Markus Pfenninger, Heinz Rüdell, Susan Kennedy, Jan Koschorreck, Henrik Krehenwinkel

Long-term environmental survival in algal viruses

Eva Lievens; Joëlle Clot; Lutz Becks

Microbial Ecology in Urban Lotic Environment: Diversity Indices and Catabolic Performance

Saeedeh Lordan, Carmen Gallas & Daniela Lud

Linking community dynamics of bacteria and phytoplankton in response to different nutrient scenarios

Jorin Hamer; Thorsten Brinkhoff; Silvia Pulina; Dr Giannina S I Hattich; Birte Matthiessen

Responses of microphytobenthic communities to anthropogenic stressors in the Boye and Kinzig Catchments, Germany

Ntambwe Albert Serge Mayombo; Dr Andrea M. Burfeid-Castellanos PhD; Mimoza Dani; Michael Kloster PhD; Danijela Vidakovic PhD; Bánk Beszteri PhD

Wie wirken sich verschiedene Ufersicherungen entlang von Bundeswasserstraßen auf Uferökosysteme aus? - Analyse anhand von Vegetation, Laufkäfern, Spinnen, Makrozoobenthos und Fischen-

Marie von Wenzlawowicz; Franziska Middendorf; Kathrin Schmitt; Uwe Schröder; Jochen Koop

Living 'on the breadline': Does *Autumnella lusatica* sp. nov. overcome carbon limitation in acidic mining lakes by CO diffusion from atmosphere?

Brigitte Nixdorf; Jacqueline Rücker

Flächenverbrauch durch die Sportschiffahrt am Bodensee (*BoStA-MAP*-Verfahren)

Wolfgang Ostendorp & Jörg Ostendorp

Effects of incomplete sampling on macroinvertebrate secondary production in a forested headwater stream

Julia Pasqualini; Nabil Majdi; Mario Brauns

Robustness of planktonic food webs against a nutrient pulse perturbation depending on the functional diversity

Arne Aljoscha Pfennig; Toni Klauschies; Guntram Weithoff; Laurie Wojcik; Ursula Gaedke

Methane emissions from gas seeps in Lake Constance

Ramona Ragg; Ben Roche; Hilmar Hofmann; Frank Peeters

Phototrophic communities of shallow lakes gain tolerance towards herbicides after exposure to agricultural run-off

Bastian H. Polst; Stefan Lips; Nora Kipferler; Vinita Vijayaraj; Herwig Stibor; Elisabeth M. Gross; Sabine Hilt; Mechthild Schmitt-Jansen

Long-term shift in phosphate loading exposes emergent tradeoffs in mean phytoplankton community traits

Anton Pranger; Frank Peeters; Nathalie Wagner; Dietmar Straile; Sebastian Diehl

Applying image-based approaches for biomass and biodiversity assessment of macroinvertebrates

Philipp M. Rehsen, Arne J. Beermann & Florian Leese

Genotype variability and phenotypic plasticity determine intraspecific variation in cell size and particulate nutrients in the diatom *Chaetoceros affinis*

Julia Romberg; Jorin Hamer; Stefanie D. Moorthi; Silvia Pulina; Birte Matthiessen

Responses of aquatic invertebrates to wastewater: conventional versus ozone treatment

Rothe, L. J.; Gerhardt, A.; Weyand, M.; Feld, C. K.; Sures, B.

Herausforderungen der TP-Bestimmung in pH-neutralen Tagebauseen

Jacqueline Rücker; Gudrun Lippert; Yvonne Hillecke; Ina Hildebrandt; Björn Grüneberg

Einfluss der Cyanobakterien *Microcystis aeruginosa* NIVA und *Microcystis aeruginosa* PCC 7806 auf die physiologische Leistungsfähigkeit von *Daphnia magna*

Scheuerer Victoria-Sophia

Planktothrix rubescens as a low abundant taxon in deep-water, red-pigmented cyanobacterial maxima in Lake Überlingen

Corentin Fournier; Eva Riehle; Daniel Dietrich; David Schleheck

Biodegradability of novel polyethylene-like bioplastic materials by Lake Constance microbiota

Harry Lerner; Theresia Eich; Léa Bernabeu; Marcel Eck; Simon Schwab; Felicitas Gülzow; Stefan Mecking; David Schleheck

Rolle von Häfen für Eintrag und Verbreitung von nicht-einheimischen Arten – Weiterentwicklung, Erschließung und Erprobung von Methoden zur Früherkennung

Saskia Schmidt; Sebastian Flues; Franz Schöll

Feldsölle als Biodiversitäts-Hotspots – Eine Virtual Reality Tour.

Antje Stöckmann & Matthias Holzgreve

eDNA metabarcoding applicability for biodiversity assessment in a nature protection area

Vid Švara, Vanessa Berger, Daniel T. Dalton, Klaus Steinbauer, Michael Jungmeier

Change of freshwater spring microbial functional diversity along environmental gradients

Marlen Ursella; Joshua Ebner; Steffanie von Fumetti

Erfolgskontrollen von Renaturierungsmaßnahmen innerhalb des Bundesprogramms „Blaues Band Deutschland“ - Ein Beispiel aus der Praxis

Thomas Walter; Jan Brückmann; Janna Theurer; Arlena Dumeier; Susanne Baumgartner

Der Einfluss von Klimawandel und Landwirtschaft auf Fließgewässer: Untersuchung der Einflüsse multipler Stressoren auf Süßwasser-Makroinvertebraten-Gemeinschaften in einem Mesokosmen-Versuch mithilfe von DNA-Metabarcoding

Lisa Wolany, Arne J. Beermann, Julia Hunn, Martina Weiss, Christoph D. Matthaei, Florian Leese

ISBN 978-3-9818302-7-9